

Nitraatilla pilaantuneen maaperän ja pohjaveden biologinen kunnostaminen turkistarha-alueilla

Jani Salminen, Sirkku Tuominen ja Taina Nystén



YMPÄRISTÖOPAS | 2012

Nitraatilla pilaantuneen maaperän ja pohjaveden biologinen kunnostaminen turkistarha-alueilla

Jani Salminen, Sirkku Tuominen ja Taina Nystén

Helsinki 2012

SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUS



YMPÄRISTÖOPAS | 2012
Suomen ympäristökeskus

Kansi: Imeytysjärjestelmän asennus käynnissä. Kuva Sanna Petäjäjärvi.
Taitto: Satu Turtiainen, SYKE

Julkaisu on saatavana sähköisenä verkkojulkaisuna osoitteesta: www.ymparisto.fi/julkaisut

ISBN 978-952-11-4039-6 (PDF)
ISSN 1796-167X (verkkoj.)

ALKUSANAT

Turkiseläinten ulosteiden sisältämät typen ja fosforin yhdisteet huuhtoutuvat sade- ja sulamisvesien mukana pohjavesiin tai pintavaluntana vesistöihin, jos turkistarhoilla ei ole halliratkaisuja ja vesitiiviitä lanta-alustoja vesistökuormituksen minimoimiseksi. Turkiseläinten jätöksistä peräisin oleva ammonium muuttuu maaperän bakteerien toimesta nitraatiksi nitrifikaatiossa, joka on happamuutta tuottava prosessi, minkä seurauksena pohjavesi happamoituu ja useiden raskasmetallien liukeneminen pohjaveteen lisääntyy. Nitraatti heikentää elimistön kykyä käyttää happea ja elimistössä nitraatti saattaa muuttua nitriitiksi ja syöpävaaralliseksi nitrosoamiineiksi.

EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin (2000/60/EY) mukaan ihmistoiminnasta johtuvat lika-aineiden trendit pohja- ja pintavesissä tulee kääntää laskeviksi vuoteen 2015 mennessä. Ympäristönsuojelulain (YSL, 86/2000) maaperän ja pohjaveden pilaamiskiellot sekä yleiset periaatteet tähtäävät siihen, että haitallisten aineiden vaikutukset ympäristössä estetään ennakolta tai, jos niitä ei voida kokonaan estää, rajoitetaan mahdollisimman vähäisiksi. Vesiensuojelun suuntaviivoista vuoteen 2015 annetun valtioneuvoston periaatepäätöksen mukaan turkistuotannon ja turkiseläin- kasvatuksen haittojen vähentämisessä korostetaan vesiensuojelunäkökohtien huomioon ottamista tuotannon sijoittautumisessa, parhaan käyttökelpoisen tekniikan soveltamista ravinnepäästöjen vähentämiseksi sekä lannan hyötykäytön ja tuotteistamisen selvittämistä.

Turkistarhoilla pilaantuneiden maiden kunnostusmenetelmänä on aiemmin käytetty yleensä massanvaihtoa, jossa poiskaivetut pilaantuneet maamassat on viety muualle käsiteltäviksi. Biologisessa in situ -kunnostuksessa sen sijaan vältytään suurilta massanvaihto-operaatioilta, kun (suurinta osaa) käsiteltävää maa-ainesta ei tarvitse kuljettaa alueelta pois. Jätelain mukaan pilaantunut maa-aines on kaivun jälkeen jätettä, jolloin sitä käsitellään jätteitä koskevien säädösten mukaisesti.

Turkistarhauksen pohjavesivaikutusten ja -riskien hallitsemiseksi ja jo tapahtuneiden pilaantumisvahinkojen korjaamiseksi tarvitaan käyttökelpoisia, tutkittuja, kustannus- ja ekotehokkaita kunnostusmenetelmiä. NITROS-tutkimuksessa (Nitraatin poisto turkistarha-alueiden maaperästä ja pohjavedestä, 2004–2009) kehitettiin ja testattiin biologista in situ -kunnostusmenetelmää turkistarha-alueiden nitraatilla pilaantuneen maaperän ja pohjaveden puhdistamiseen.

Tämä opas käsittelee nitraatilla pilaantuneen pohjaveden biologista kunnostamista ja oppaan kohderyhminä ovat toiminnanharjoittajat, ympäristöalan konsultit ja viranomaiset. Opas sisältää lyhyen katsauksen lainsäädäntöön ja toiminnanharjoittajan velvollisuuksiin maaperän ja pohjaveden pilaantumiskysymyksissä. Op-

paassa käsitellään lisäksi pohjaveden pilaantumiseen turkistarha-alueilla liittyviä erityiskysymyksiä ja tarjotaan sekä teoreettista että kokemuksesta tietoa nitraatilla pilaantuneen pohjaveden biologisesta kunnostuksesta. Opas ja sen kunnostuksen suorittamiseen liittyvät osiot perustuvat NITROS-tutkimuksesta kerättyihin aineistoihin ja Suomen olosuhteissa muita vastaavia kunnostuksia ei ole tiettävästi aiemmin julkaistu. Kunnostusmenetelmän peruseriaatteet sen sijaan ovat yleisesti hyväksytyjä ja myös kansainvälisessä kirjallisuudessa tunnettuja. Oppaan sisältö on sovellettavissa muissa vastaavissa kohteissa Suomessa unohtamatta kunkin kohteen ja pohjavesialueen ominaispiirteitä, jotka tulee aina erikseen ottaa huomioon sovellettaessa mitä tahansa pohjaveden kunnostusmenetelmää.

Tämän oppaan ovat laatineet erikoistutkija TkT Jani Salminen, erikoistutkija TkL Sirkku Tuominen ja yksikönpäällikkö FT Taina Nystén. Opasprojektin ohjausryhmään kuuluivat asiantuntijoina Etelä-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksesta geologi Ilkka Närhi, Suomen Turkiseläinten Kasvattajain liitto ry:stä (STKL) Timo Mikkola, Pöyry Finland Oy:stä johtava pohjavesiasiantuntija FM Jukka Ikäheimo ja SYKEstä erikoistutkija dosentti Jouni Lehtoranta. Lisäksi olemme saaneet hyödyntää erikoissuunnittelija Outi Pyyn ja erikoistutkija Jouko Tuomaisen asiantuntemusta oppaan laatimisen eri vaiheissa. Nämä asiantuntijat ovat seuranneet ja arvioineet oppaan valmistumista sekä tehneet ehdotuksia oppaan sisältöön.

Oppaan käsikirjoitus lähetettiin kommentoitavaksi 90 organisaatiolle, joita olivat mm. elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskukset, aluehallintovirastot, vesiensuojeluyhdistykset, maakuntaliitot, turkistarhauksen alalla toimivat toiminnanharjoittajat sekä kunnat, joissa on vähintään viisi turkistarhaa.

Ympäristöministeriöltä, STKL ry:ltä ja SYKEltä saatu rahoitus on ollut edellytys tämän oppaan valmistumiselle.

Esitän kaikille oppaan valmistumisen edistymiseen osallistuneille kiitokset.

Helsingissä 29.2.2012

yksikönpäällikkö Taina Nystén

SISÄLLYS

Alkusanat.....	3
Sisällys.....	5
I Toiminnanharjoittajan vastuut ja velvoitteet	7
1.1 Lainsäädäntötausta	7
1.2 Kunnostustarve turkistilan toiminnan päättyessä.....	8
1.3 Pohjaveden suojelun kannalta huomioitavat asiat turkistilan jälkihoidon suunnittelussa	8
1.4 Kunnostushankkeeseen tarvittava viranomaisen päätös	9
2 Tarha-alueiden vaikutukset maaperään ja pohjaveteen	12
3 Haitallisten aineiden levinneisyyden selvittäminen turkistarha-alueella	13
4 Typen yhdisteillä pilaantuneen pohjaveden biologinen kunnostaminen	14
5 Onnistuneen kunnostuksen edellytykset	17
5.1 Lähtötilanteen kartoittaminen	17
5.2 Pohjaveden virtausolosuhteiden määrittäminen ja imeytyskentän sijoittelu	18
5.3 Hiilenlähteen syöttö ja kunnostuksen seuranta ja tavoitteet	18
5.4 Riskit ja niiden hallinta.....	19
6 Kunnostusprosessin seuranta	20
7 Tutkimusten ja kunnostuksen toteuttamisen kustannukset	22
Kirjallisuus.....	23
Muu aiheeseen liittyvä kirjallisuus.....	23

LIITE 1	
Nitrifikaatio ja denitrifikaatio maaperässä ja pohjavedessä	23
Liite 1.1 Prosessit	23
Liite 1.2 Denitrifikaatiopotentiaali pohjavesissä	24
Liite 1.3 Denitrifikaationopeuteen maa- ja pohjavesiympäristössä vaikuttavat tekijät	25
Liitteen 1 kirjallisuus	26
LIITE 2	
Maaperän ja pohjaveden pilaantuneisuuden arviointi NITROS-projektissa	27
LIITE 3	
Hiilenlähteen syöttö NITROS-hankkeessa	29
LIITE 4	
Esimerkkejä huokoskaasujen ja pohjaveden laadun seurannan tärkeimmistä havaintotuloksista NITROS-hankkeessa	30
Liite 4.1 Havaintoputki 13A	30
Liite 4.2 Havaintoputki 18	32
Liite 4.3 Havaintoputki 19	33
Liite 4.4 Havaintoputki 14	34
Liite 4.5 Havaintoputki 7A	36
Liite 4.6 Havaintoputki 13B	38
Liite 4.7 Havaintoputki 5A	39
Liite 4.8 Havaintoputki 1A	40
Liite 4.9 Nitriitin muodostuminen pohjavedessä	41
Liite 4.10 pH:n vaikutus denitrifikaationopeuteen	41
Liitteen 4 kirjallisuus	42
Kuvailulehti	43
Presentationsblad	44
Documentation page	45

1.1

Lainsäädäntötausta

EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin (2000/60/EY) mukaan ihmistoiminnasta johtuvat lika-aineiden trendit tulee kääntää laskeviksi vuoteen 2015 mennessä (Laki vesienhoidon järjestämisestä 1299/2004). Ympäristönsuojelulain (YSL, 86/2000) maaperän ja pohjaveden pilaamiskiellot sekä yleiset periaatteet tähtäävät siihen, että haitallisten aineiden vaikutukset ympäristössä estetään ennakolta tai rajoitetaan mahdollisimman vähäisiksi. Lisäksi vesiensuojelun suuntaviivoista vuoteen 2015 annetun valtioneuvoston periaatepäätöksen mukaan turkistuotannon ja turkiseläinkasvatuksen haittojen vähentämisessä korostetaan vesiensuojelunäkökohtien huomioon ottamista tuotannon sijoittautumisessa, parhaan käyttökelpoisen tekniikan soveltamista ravintepäästöjen vähentämiseksi sekä lannan hyötykäytön ja tuotteistamisen selvittämistä (Ympäristöministeriö 2007).

Vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista säädetään myös valtioneuvoston asetuksessa 1022/2006 ja sen muuttamisesta annetussa asetuksessa (342/2009). Näiden säännösten tarkoituksena on suojella pinta- ja pohjavesiä ja parantaa niiden laatua ehkäisemällä vaarallisista ja haitallisista aineista (ml. nitraatti) aiheutuvaa pilaantumista ja sen vaaraa. Tavoitteena on lopettaa kerralla tai vaiheittain vesiympäristölle vaarallisten aineiden päästöt ja huuhtoutumat pintavesiin sekä vähentää vaiheittain haitallisten aineiden päästöjä ja huuhtoutumia. Vaarallisten aineiden päästöjä pohjaveteen ehkäistään ja rajoitetaan. Tavoitteena on lisäksi, ettei vesihuoltolaitoksen toiminnalle aiheudu haittaa vesiympäristölle vaarallisten tai haitallisten aineiden päästöistä ja huuhtoutumista ja että voidaan tarvittaessa laskea juomaveden tuottamisessa vaadittavan puhdistuskäsittelyn tasoa.

Toiminnanharjoittajalla on velvollisuus olla selvillä toimintansa ympäristövaikutuksista toiminnan aikana ja sen päätyttyä (Ympäristönsuojelulaki 86/2000). Toiminnan pilaama maaperä ja pohjavesi on puhdistettava. Puhdistamisvastuu perustuu uusissa (1.1.1994 jälkeen) tapauksissa YSL:n säännöksiin ja vanhoissa (ennen 1.1.1994) jätehuoltolain säännöksiin. Puhdistamisesta on vastuussa ensisijaisesti pilaantumisen aiheuttaja. Jos pilaantumisen aiheuttajaa ei tunneta, tavoiteta tai voida saada vastuuseen (esim. konkurssi), vastuu siirtyy alueen haltijalle. Tämä opas on tarkoitettu tilanteisiin, joissa puhdistushankkeella on vapaaehtoinen toteuttaja, joten vastuusääntelyä ei selosteta laajemmin.

Kunnostustarve turkistilan toiminnan päättyessä

Ympäristönsuojelulain (YSL, 86/2000) mukaan lupaviranomaiselle on esitettävä ennen toiminnan päättymistä suunnitelma, jossa esitetään toiminnan lopettamiseen liittyvät toimenpiteet. Jos voimassa oleva (ympäristö)lupa ei sisällä riittäviä toiminnan lopettamiseen liittyviä määräyksiä, lupaviranomaisen on annettava ne. Yleisesti hyvän toimintatavan mukaan tieto toiminnan päättymisestä kannattaa varsinaisen lupaviranomaisen lisäksi antaa niin kunnan ympäristötoimen edustajalle, sille elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskukselle (ELY-keskus), jonka toimialueella tila sijaitsee kuin myös paikalliselle tuottajayhdistykselle.

Jos maaperä tai pohjavesi on todennäköisesti pilaantunut, ELY-keskus voi määrätä puhdistamisesta vastuussa olevan selvittämään pilaantuneen alueen laajuuden ja puhdistamistarpeen (YSL). Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin on perustuttava arvioon maaperässä olevien haitallisten aineiden aiheuttamasta vaarasta tai haitasta terveydelle ja ympäristölle (Valtioneuvoston antama ns. PIMA-asetus 214/2007). Maaperä luokitellaan pilaantuneeksi sen sisältämien haitallisten aineiden ja niiden aiheuttaman ympäristö- tai terveysvaaran tai haitan perusteella ja/tai jos se aiheuttaa muun ympäristön kuten pohjaveden tai vesistöjen pilaantumista.

Pohjaveden suojelun kannalta huomioitavat asiat turkistilan jälkihoidon suunnittelussa

Turkiseläinten lannan sisältämät typen ja fosforin yhdisteet saattavat pilata pohjavettä. Lisäksi on olemassa riski, että turkiseläinten lanta sisältää haitallisia aineita (esim. lääkeaineet), jotka voivat aiheuttaa maaperän ja pohjaveden pilaantumista sekä turkistarha-alueella että lannan tai turkistilalta jälkihoidon yhteydessä kuoritun maa-aineksen välivarastointialueella tai loppusijoituspaikalla (peltoviljely, viherrakentaminen, yms.).

Turkistila-alueen jälkihoitotoimenpiteistä on hyvä laatia erillinen suunnitelma ennen ryhtymistä hankkeeseen. Hyvän toimintatavan mukaan suunnitelma kannattaa valvontaviranomaisen lisäksi saattaa sekä kunnan ympäristöviranomaisen että paikallisen ELY-keskuksen tietoon.

Hyvän turkistarha-alueen jälkihoitosuunnitelman tulisi sisältää:

- Varjotalojen purkaminen ja sen aikataulu
- Esitys purku- ja lantajätteiden toimittamisesta asianmukaiseen paikkaan kunnan jätehuoltomääräysten mukaisesti
- Lannan ravinne- ja muut analyysitulokset
- Esitys lannan ja lanta-alustojen poistamisesta ja toimittamisesta käsiteltäväksi tai hyötykäytöstä
- Esitys maaperän tasaamisesta ja alueen maisemoinnista
- Esitys alueen myöhemmästä käytöstä esim. metsitys, viljely
- Pohjaveden tarkkailuputkien asentamispaikat ja tarkkailusuunnitelma

Kunnostushankkeeseen tarvittava viranomaisen päätös

Pilaantuneen maaperän kunnostukseen voidaan ryhtyä tekemällä siitä ilmoitus ympäristöviranomaiselle tai hakemalla puhdistamiseen ympäristöluva. Tämän jälkeen toimivaltainen ympäristöviranomainen tekee asiasta päätöksen, jossa mm. asetetaan vaatimukset puhdistustyön lopputulokselle ja annetaan tarvittaessa puhdistustyön toteutusta koskevia määräyksiä (Järvinen ym. 2010).

Pilaantuneen maaperän ja siihen liittyvän pohjaveden puhdistamista koskeva asia ratkaistaan yleensä ilmoitusmenettelyssä (ns. PIMA-ilmoitus). Edellytyksenä on (Ympäristönsuojelulaki 78 § 2 mom.):

- pilaantuneen alueen laajuus ja maaperän pilaantumisen aste on riittävästi selvitetty
- puhdistamisessa noudatetaan yleisesti käytössä olevaa hyväksyttävää puhdistusmenetelmää
- toiminnasta ei aiheudu ympäristön muuta pilaantumista.

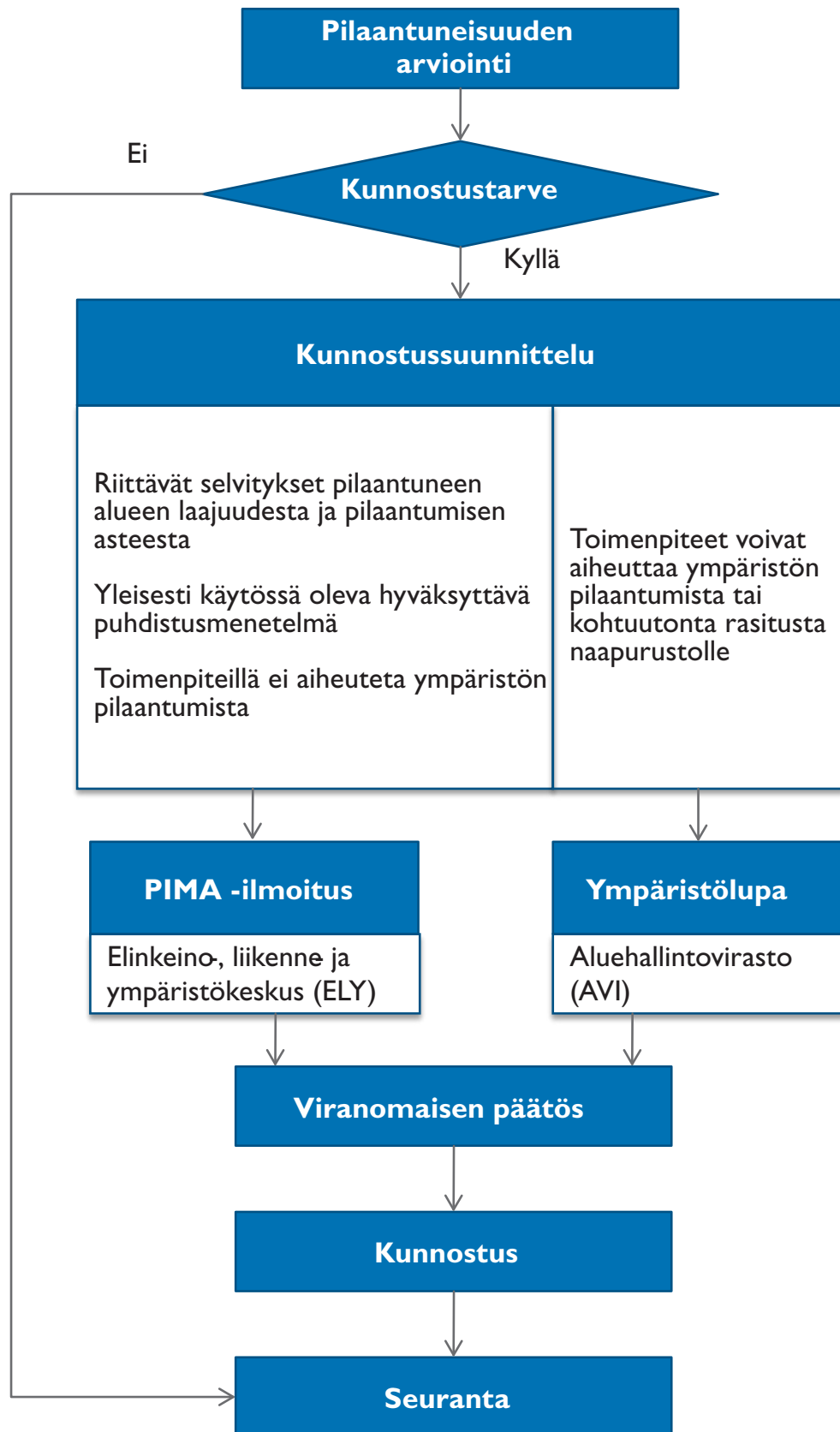
PIMA-ilmoitus tulee tehdä ELY-keskukselle riittävän ajoissa, kuitenkin viimeistään 30 vuorokautta ennen puhdistamisen kannalta olennaisen vaiheen aloittamista. Kunnostustyön voi aloittaa 30 vuorokauden jälkeen, vaikka viranomainen ei olisi tehnyt päätöstä. Tällöin on huomioitava, että lainvoimaista viranomaispäätöstä tulee noudattaa riippumatta siitä, ovatko kunnostustyöt alkaneet tai eivät. Riskinä on, ettei päätös vastaa luvanhakijan esittämää suunnitelmaa. PIMA-ilmoituksen tekemiseen kehoitetaan käyttämään ympäristöhallinnon lomaketta 6902 (Järvinen ym. 2010).

Turkistarhoilla pilaantuneiden maiden kunnostusmenetelmänä on aiemmin käytetty yleensä massanvaihtoa, jossa poiskaivetut pilaantuneet maamassat on viety muualle käsiteltäviksi. Biokunnostuksessa sen sijaan vältetään suurilta massanvaihto-operaatioilta, kun suurinta osaa käsiteltävästä maa-aineksesta ei tarvitse kuljettaa alueelta pois, vaikkakin myös biologisen kunnostuksen yhteydessä pintamaa-ainesta on syytä kuoria pois. Pilaantunut maa-ainesta on kaivun jälkeen jätettä, jolloin sitä käsitellään jätteitä koskevien säädösten mukaisesti (Jätelaki).

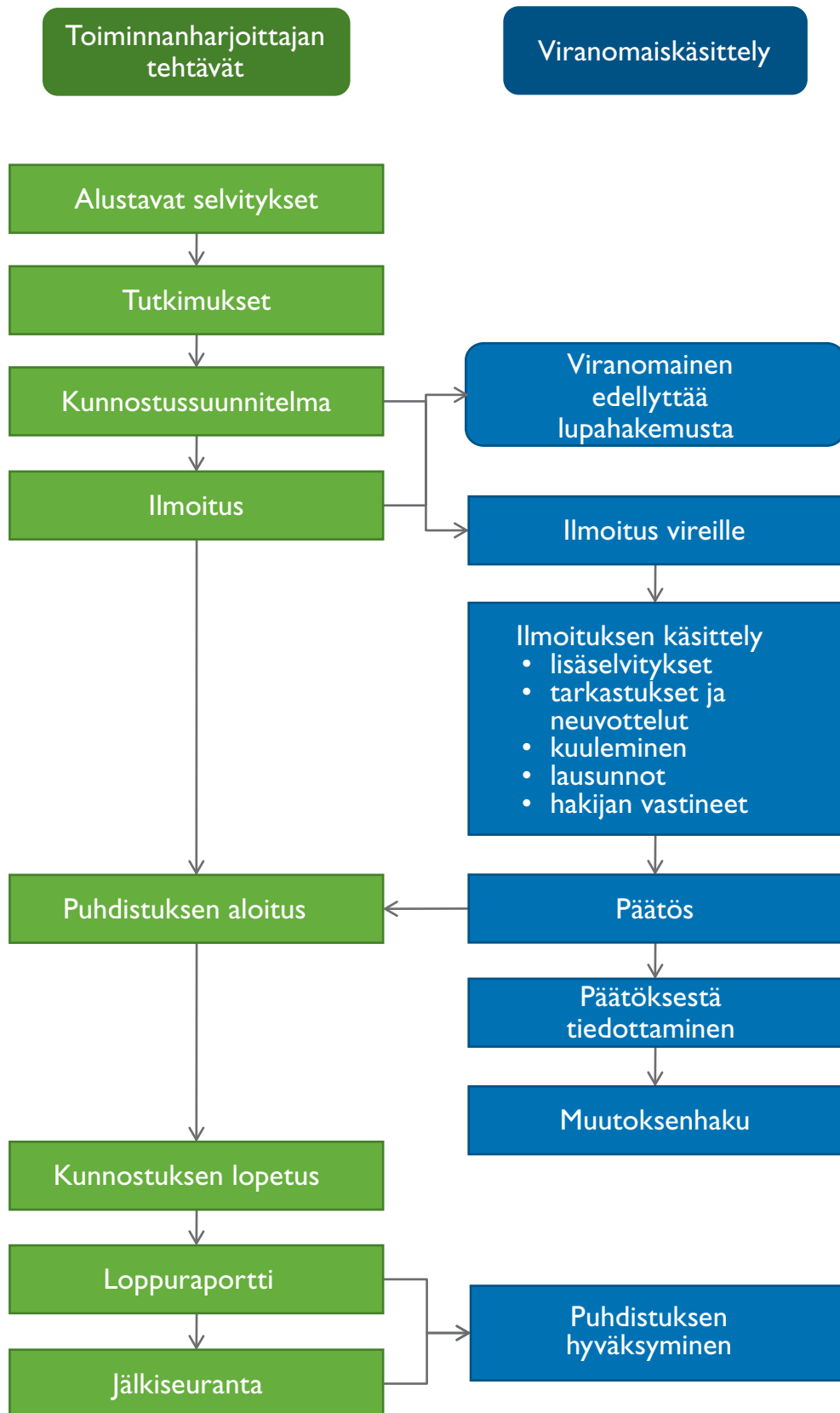
Mikäli kunnostuksessa käytetään tässä oppaassa kuvattua menetelmää, käytetään PIMA-ilmoitusta ellei paikallinen ELY-keskus tai aluehallintovirasto muuta edellytä. Mahdollinen ympäristöluvan tai koetoimintailmoituksen tarve kannattaa selvittää paikallisen ELY-keskuksen kanssa ennen kuin kunnostuksen suunnitteluun ryhdytään.

Jos kunnostuksessa käytetään jotakin uutta menetelmää, josta ei ole Suomessa aiempaa kokemusta ja joka ei ole maassamme yleisesti käytössä oleva ja hyväksytty, vaatii kunnostus joko koetoimintailmoituksen tekemisen ELY-keskukseen tai ympäristöluvan, jota haetaan aluehallintovirastolta (Kuva 1).

Kunnostustyön valmistuttua kootaan loppuraportti, jossa on kuvattu työn toteutus, maaperän tila töiden päätyttyä sekä työn yhteydessä syntyneiden jätteiden käsittely. Loppuraportti toimitetaan alueen puhdistamista koskevan päätöksen tehneelle viranomaiselle (Nikulainen ym. 2010 ja Järvinen ym. 2010).



Kuva 1. Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden kunnostuksen vaiheet



Kuva 2. Toiminnanharjoittajan tehtävät ja viranomaiskäsitely pilaantuneen maan puhdistamista koskevassa ilmoitusmenettelyssä (mukailtu teoksesta Mäenpää 2002).

Tarha-alueiden vaikutukset maaperään ja pohjaveteen

Turkiseläinten ulosteet sisältävät runsaasti typen ja fosforin yhdisteitä. Orgaanisessa muodossa (esimerkiksi urea) olevat typen yhdisteet biohajoavat maaperään päätyessään nopeasti, jolloin **syntyy epäorgaanista ammoniumia** (NH_4^+). Osa ammoniumista pidättyy maaperään, osa kulkeutuu **sade- ja sulamisvesien mukana pohjaveteen** ja osa hapettuu bakteeritoiminnan seurauksena nitriitiksi (NO_2^-) ja nitraatiksi (NO_3^-). Ammoniumin mikrobiologinen hapettuminen nitriitiksi ja nitraatiksi on **happea kuluttava ja happamuutta tuottava reaktio**. Nitraatti ja nitriitti ovat erittäin vesiliukoisia yhdisteitä ja liikkuvat helposti pohjaveteen ja pohjaveden mukana. Pohjavedessä ei juuri tapahdu denitrifikaatiota. Maaperässä ja pienessä määrin pohjavedessä nitraatti ja nitriitti voivat muuttua bakteeritoiminnan seurauksena kaasumaiseksi typeksi, jota on noin 78 % maapallon ilmacehstä. Tämä niin sanottu **denitrifikaatioprosessi** tapahtuu hapettomissa olosuhteissa. Ulosteiden sisältämä fosfori pidättyy voimakkaasti maaperään ja kulkeutuu typen yhdisteitä vähäisemmässä määrin pohjaveteen ja pohjavedessä.

Turkistarha-alueiden **vaikutukset näkyvät pohjavedessä** seuraavasti:

- kohonneina ammonium-, nitraatti- ja nitriittitypen pitoisuuksina
- kohonneina kloridi- ja sulfaattipitoisuuksina
- happamoitumisena eli alhaisina pH-lukemina
- kohonneina metallipitoisuuksina
- hapen kulumisena tai hapettomuutena
- alhaisena orgaanisen aineksen pitoisuuksina

Typen yhdisteitä koskevat talousveden laatuvaatimukset (Sosiaali- ja terveysministeriön asetus 461/2000) ovat seuraavat: Nitraatti 50 mg/l (nitraattityyppenä 11 mg/l), nitriitti 0,5 mg/l (nitriittityyppenä 0,15 mg/l). Ammoniumtypen laatusuositus on 0,5 mg/l (ammoniumutyypinä 0,4 mg/l). Talousveden laatuvaatimukset ja -suositukset muille aineille, kuten metalleille, kloridille ja sulfaatille ovat löydettävistä internetistä <http://www.finlex.fi/data/sdliite/liite/4136.pdf>

Haitallisten aineiden levinneisyyden selvittäminen turkistarha-alueella

Pilaantuneeksi epäillyn alueen pilaantuneisuusselvitykset tulee tehdä Valtioneuvoston antaman asetuksen (214/2007) mukaisesti. Tässä luvussa kuvataan haitta-aineiden levinneisyyden selvittämisen kannalta oleellisia asioita erityisesti turkistarhaympäristössä. Levinneisyystutkimusten tarkoituksena on tuottaa tietoa maaperässä ja pohjavedessä esiintyvien ja pohjaveden virtauksen mukana kulkeutuvien haitallisten aineiden pitoisuuksista. Tutkimuksissa **kerätään tietoa kohteen maaperän laadusta ja pohjavesiolosuhteista**. Tarvittavia tietoja hankitaan esimerkiksi seuraavin keinoin ja menetelmin (lisätietoja www.ymparisto.fi/syke/nitros):

- maaperäkairaukset ja niiden yhteydessä otetut maanäytteet ja valokuvat
- maaperän huokoskaasuputket
- pohjaveden havaintoputket
- slug-testit vedenjohtavuuden määrittämiseksi
- laboratorio- ja kenttämääritykset pohjaveden laadusta ja kemiallisesta koostumuksesta
- merkkiainekokeet

Tutkittavalle alueelle asennetaan pohjaveden havaintoputkia pohjaveden laadun ja virtausolosuhteiden selvittämiseksi. **Luonnontilaisen pohjaveden** laatutietoja tutkitaan vähintään yhdestä havaintoputkesta alueella. Pohjavesiputkia tulee asentaa yhteensä vähintään 3–5 kappaletta (ellei kohteessa ole ennestään käyttökelpoisia pohjavesiputkia), jotta pohjaveden virtaussuunta voidaan luotettavasti määrittää. Haitta-aineiden kulkeutumisen luotettava arviointi ja kunnostustoimenpiteiden onnistunut suunnittelu ja toteuttaminen edellyttävät usein huomattavasti useamman havaintoputken asentamista. Pilaantuneeksi epäillyn alueen pohjaveden laatutietoja verrataan alueen luonnontilaisen pohjaveden laatuun.

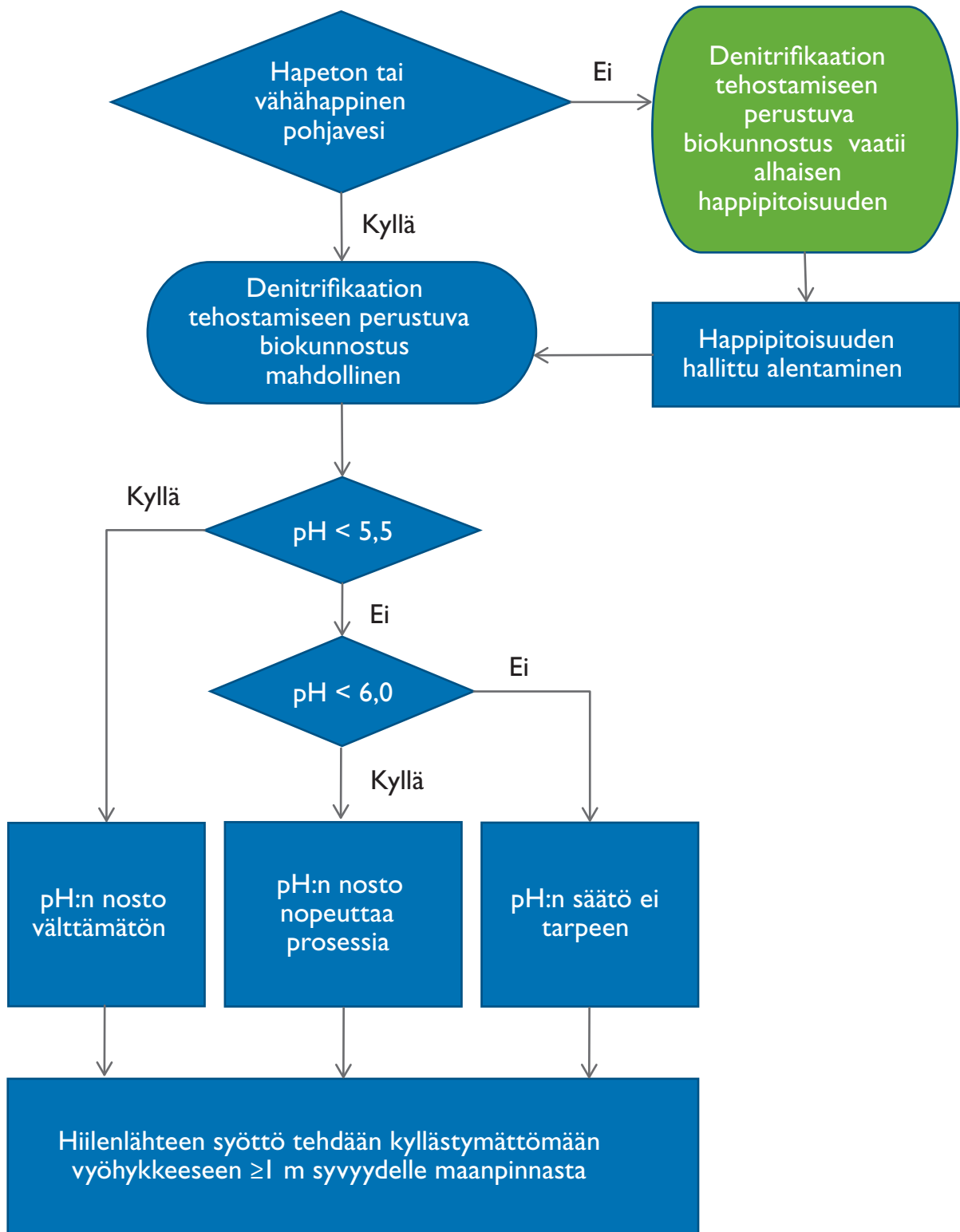
Typen yhdisteillä pilaantuneen pohjaveden biologinen kunnostaminen

NITROS-hankkeessa kehitetty menetelmä nitraatilla pilaantuneen pohjaveden kunnostamiseen perustuu luonnon bakteeritoiminnan hyödyntämiseen (Petäjäjärvi ym. 2010). Niin sanotut denitrifioivat bakteerit muuttavat nitraattitypen välivaiheiden kautta haitattomaan muotoon typpikaasuksi. Menetelmä perustuu olosuhteiden muokkaamiseen siten, että denitrifioivat bakteerit lisääntyvät ja toimivat aktiivisesti pohjavedessä. Tämä tarkoittaa käytännössä helposti biohajoavan orgaanisen aineen (esimerkiksi etanoli) johtamista maaperän kautta pohjaveteen. Etanoli toimii denitrifioivien bakteerien energianlähteenä ja etanolia hajottaessaan nämä bakteerit hengittävät nitraattia hapen asemesta tuottaen hiilidioksidia ja typpikaasua. Prosessia voidaan nopeuttaa merkittävästi **nostamalla happamoituneen pohjaveden pH-arvoa lähemmäs neutraalia**.

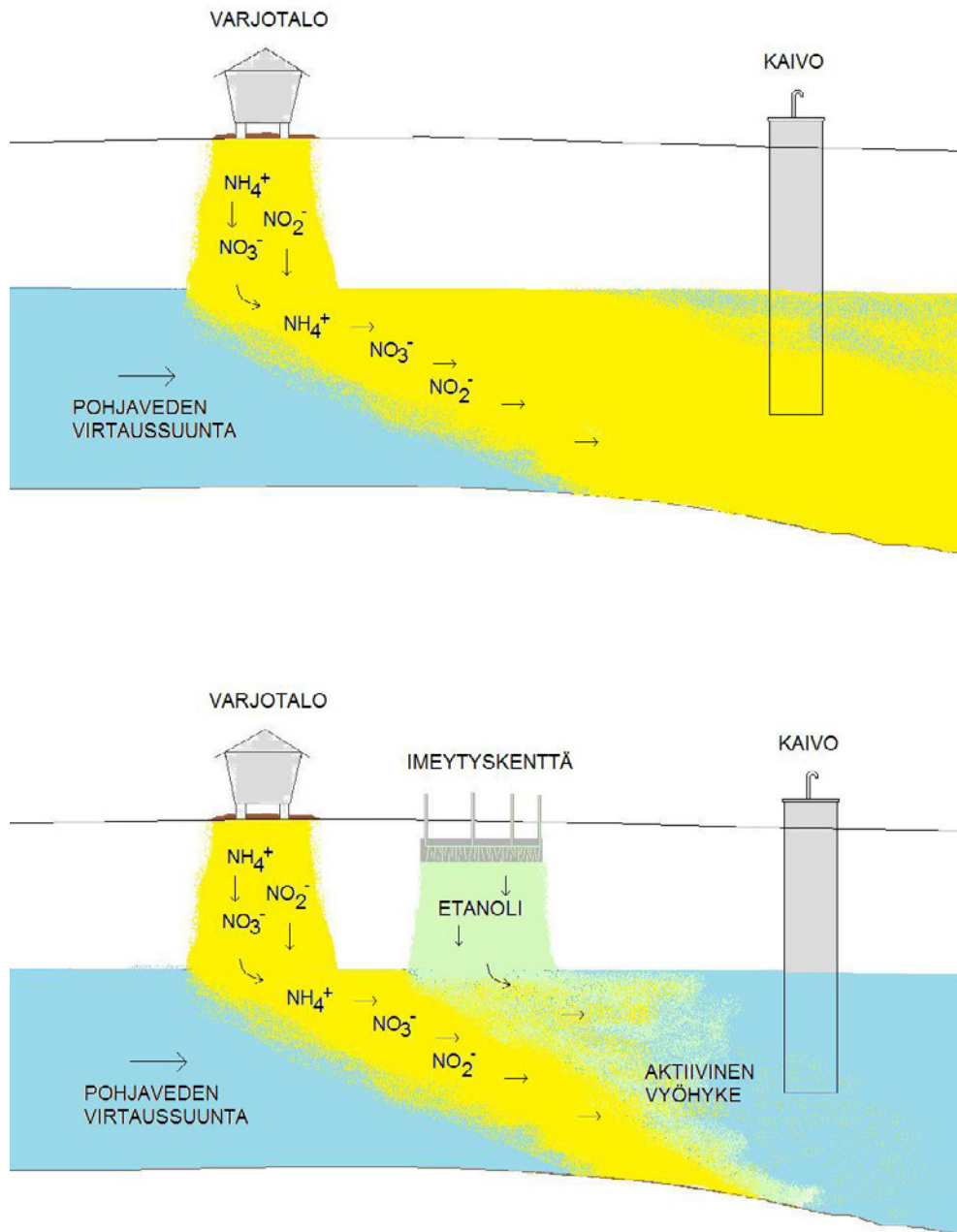
Kunnostus toteutetaan siten, että soveltuvaan kohtaan alueella rakennetaan **imeytyskenttä**, jonka kautta etanoli-vesiseosta johdetaan maaperän kyllästymättömään vyöhykkeeseen. Etanolipitoinen vesi kulkeutuu pohjaveteen. Imeytyskentän alapuoliselle kohdalle ja siitä virtaussuunnassa alaspäin muodostuu aktiivinen denitrifikaatiovyöhyke, jossa bakteerit hajottavat etanolia poistaen samalla nitraattia (Kuva 4). Soares (2000) on kuvannut maailmalla käytettyjä kunnostusmenetelmiä, joissa hiilenlähdetä on imeytetty kaivojen kautta suoraan pohjaveteen, mutta sellaisia ei ole käytetty Suomessa.

Tässä oppaassa kuvattu menetelmä soveltuu käytettäväksi myös luokitelluilla pohjavesialueilla (luokat I ja II). NITROS-tutkimushanke toteutettiin Karkauskankaan pohjavesialueella, joka on luokiteltu pohjaveden hankinnan kannalta tärkeäksi pohjavesialueeksi. Karkauskankaalla ei ole kunnallista vedenottamoita tai muuta merkittävää vedenottoa tällä hetkellä.

Oppaassa kuvattua menetelmää soveltamalla voidaan parantaa jo nitraatilla ja nitriitillä pilaantuneen pohjaveden laatua alueella, jonka vettä käytetään tai voitaisiin käyttää talousveden hankintaan. Tällöin tulee ottaa huomioon erityisesti hiilenlähteen annosteluun ja kunnostuksen tavoitepitoisuuksiin liittyvät näkökohdat.



Kuva 3. Denitrifikaation tehostamiseen perustuvan biokunnostuksen suoritusstavan valinta.



Kuva 4. Pohjaveden pilaantuminen typen yhdisteillä (merkitty keltaisella) turkistarha-alueella ja pohjaveden kunnostaminen syöttämällä pohjaveteen hiilenlähdettä (esimerkiksi etanolia) vajovesikerrokseen sijoitetun imeytyskentän kautta. Ns. aktiivinen vyöhyke muodostuu alavirran suuntaan imeytyskentästä. Imeytyskentän sijoituspaikkaa valitessa tulee huomioida seuraavat asia: Imeytyskentän tulee sijaita pohjaveden virtaussuunnassa päästölähteiden alapuolella tai välittömästi päästölähteen yläpuolella. Imeytyskentän alla olevan maaperän tulee läpäistä vettä niin hyvin, että imeytetty hiilenlähde kulkeutuu tehokkaasti suoraan pohjaveteen. Kentän alla ei saa olla vettä heikosti läpäiseviä sedimenttikerroksia (esimerkiksi savilinssit) tai orsivesikerrokseen sijoitetun imeytyskentän avulla on mahdollista levittää hiilenlähdettä laajemmallekin alueelle, mikäli pohjaveden pilaantuminen on laaja-alaista.

5.1

Lähtötilanteen kartoittaminen

Lähtötilanne eli haitta-aineiden esiintyminen alueen eri osissa ja syvyyksissä sekä pohjaveden päävirtausuunta ja virtausolosuhteet kuten maaperän vedenjohtavuus on selvitettävä huolellisesti. NITROS-kohteessa pohjavesi oli pilaantuneinta syvyyssuunnassa noin 3–5 m paksuisessa vyöhykkeessä. Pilaantuneen kerroksen alapuolella pohjavesi oli luonnontilaista. Pohjavesiputkia asennettiin samassa havaintopisteessä sekä pilaantuneeseen että sen alla olleeseen luonnontilaiseen kerrokseen. Käsitteilyn vaikutus ja pohjaveden laadun perusteellisempi tarkkailu kohdistui ylempään, pilaantuneeseen kerrokseen. Pohjaveden laatutietoja kerätään myös käsittelyalueen ulkopuolelta vähintään yhdestä havaintoputkesta kunnostuksen aikana, jotta veden laadun luonnontilaista, käsittelystä riippumatonta vaihtelua voidaan arvioida.

Lähtötilanteessa pohjaveden laatutietojen perusteella arvioidaan pohjaveden (ja maaperän) kunnostustarve ja kunnostusmenetelmän edellytykset. Kunnostustarpeen ja kunnostuksen tavoitteet (esimerkiksi haitta-ainepitoisuuksien tavoitetasot alueen pohjavedessä) esitetään kunnostussuunnitelmassa ja lupaviranomainen vahvistaa ne.

NITROS-kohteessa nitraatilla ja nitriitillä pilaantunut pohjavesi oli **hapetonta, hapanta ja se sisälsi niukasti orgaanista ainetta**. Tällä perusteella arvioitiin, että denitrifikaatiota rajoitti helposti hajoavan orgaanisen aineksen puute ja alhainen pH.

Pohjaveden hapellisuus ja/tai korkea orgaanisen aineksen määrä antavat puolestaan syytä epäillä, että denitrifikaatiopotentiaali kohteessa on alhainen tai että sen hyödyntäminen on hankalaa. Tällöin menetelmän soveltuvuudesta kyseisessä kohteessa tulee tehdä tarkempia selvityksiä. **Denitrifikaatiopotentiaalia voidaan määrittää** helposti, nopeasti ja edullisesti pohjavesi- ja maanäytteistä laboratorioolosuhteissa. Tämä on yksi tapa arvioida kunnostuksen edellytyksiä ennen kuin kunnostuksen toteuttamiseen ryhdytään NITROS-hankkeessa kehitetyllä menetelmällä.

Bakteerien toiminta viileässä ympäristössä (4-10 °C) on hitaampaa kuin lämpimämmissä ympäristöissä. Pohjaveden ja syvempien maakerrosten lämpötila vaihtelee melko vähän eri vuodenaikoina ja denitrifioivat mikrobit jatkavat toimintaansa läpi vuoden.

Pohjaveden virtausolosuhteiden määrittäminen ja imeytyskentän sijoittelu

Imeytyskenttä tulee sijoittaa päästölähteeseen (varjotalot) nähden virtaussuunnassa alavirran puolelle (kuva 4). Kohteen pohjaveden virtausolosuhteiden hyvä tuntemus on välttämätöntä onnistuneen kunnostuksen aikaansaamiseksi.

Kolme havaintoputkea on minimimäärä, jolla saadaan keskimääräinen pohjaveden virtaussuunta selville eivätkä putket silloin saa sijaita samalla linjalla vaan niiden väliin tulee jäädä kolmion muotoinen alue.

Alustavia virtausnopeuksia lasketaan maaperän rakeisuustietojen ja slug-testien tulosten perusteella ja merkkiainekokeiden avulla. Sillä tavoin käsitellyn veden viipymää voidaan arvioida etukäteen ja kohdentaa näytteenottoja ajallisesti oikein.

NITROS-tutkimuskohteessa mikrobiologisesti aktiivinen denitrifikaatiovyöhyke muodostui virtaussuunnassa jonkin verran (noin 15 m ja siitä eteenpäin) imeytyskentästä alavirran suuntaan, eikä välittömästi imeytyskentän alapuolelle (Kuva 4). Aktiivisessa vyöhykkeessä pohjaveden pH nousi (denitrifikaation myötä) bakteerien toiminnan kannalta optimaalisemmalle tasolle. NITROS-tutkimuksessa pohjaveden pH:n nosto natriumkarbonaattia imeytysveteen lisäämällä aloitettiin tutkimuksen jälkipuoliskolla kun osoittautui, että alhainen pH hidasti denitrifikaatiota merkittävästi ja pH:n nousu denitrifikaation myötä tapahtui verrattain hitaasti. Tutkimuksen aikana ei ehditty saada kattavaa aineistoa natriumkarbonaatin vaikutuksesta denitrifikaationopeuteen.

Pohjaveden havaintoputket pitää pyrkiä sijoittamaan sekä aktiiviselle vyöhykkeelle että virtaussuunnassa sen molemmille puolille (Kuva 4). Tarvittaessa putkia asennetaan lisää aktiiviselle vyöhykkeelle (NITROS-kohteessa havaintoputket 17, 18, 19 ja 20, Liite 2 kuva 1). Aktiivisen vyöhykkeen pohjaveden laadun tarkkailu on tärkeää, jotta prosessin toimintaa voidaan seurata ja optimoida.

Pohjanmaa-tyyppisissä harjuissa kyllästymätön vyöhyke on usein melko ohut, joten hiilenlähde saadaan imeytettyä pohjaveteen ilman, että se ehtii hajota merkittävästi hapellisessa, pohjaveden yläpuolisessa maaperässä.

Hiilenlähteen syöttö ja kunnostuksen seuranta ja tavoitteet

Denitrifikaatioprosessi tehostuu kunnostuksen edetessä, jolloin bakteerit tarvitsevat vähemmän hiiltä suhteessa nitraattiin kuin prosessin käynnistyessä. Hiilenlähteen syöttömäärää tulee siis vähentää kun prosessi on päässyt seurantatietojen perusteella vauhtiin.

Määriteltäessä nitraattipitoisuuden tavoitetasoa, johon kunnostuksella pyritään, on perusteltua huomioida tavoitetason vaikutus syötettävän hiilenlähteen määrään. Jos kunnostetun pohjaveden nitraattipitoisuuden tavoitetasoksi asetetaan esimerkiksi 25 mg/l, voidaan hiilenlähdettä johtaa maaperään huomattavasti vähemmän kuin jos pyrittäisiin hyvin alhaiseen nitraatin jäännöspitoisuuteen. Tällä tavalla on mahdollista välttää ylimääräisen hiilenlähteen jääminen pohjaveteen kunnostuksen jälkeen. NITROS-tutkimuksessa pyrittiin alhaisempaan jäännöspitoisuuteen kunnostusmenetelmän kehittämiseen liittyvistä tutkimuksellisista syistä. Hiilenlähdettä on syytä imeyttää maaperään vähemmän suhteessa pohjaveden nitraattipitoisuuksiin kuin NITROS-tutkimuksessa tehtiin.

Jos seurantatuloksissa ilmenee äkillisiä pitoisuusmuutoksia, on syytä selvittää mahdolliset analyysi- tms. virheet. Pitoisuuksien muutokset ovat yleensä melko hitaita aktiivisella vyöhykkeellä. Imeytyskentän välittömässä läheisyydessä suuret

pitoisuusvaihtelut ovat luonnollisia etenkin, jos imeytys tehdään pulsseittain. Näissä tilanteissa imeytetyn liuoksen vaikutus pohjaveden laatuun vaihtelee huomattavasti näytteenottoajankohdan mukaan. Pohjaveden virtausnopeus on syytä ottaa huomioon suunniteltaessa näytteenoton ajoitusta.

Imeytyskentän putkistossa saattaa esiintyä tukkeutumisoireita, joskaan ei varsinaista tukkeutumista, erityisesti kesäaikaan. Hiilenlähteen imeyttäminen on tällöin hitaampaa.

5.4

Riskit ja niiden hallinta

Tässä oppaassa kuvatun kunnostusprosessin riskienhallinta edellyttää riittävän huolellista lähtötilanteen (kunnostuksen edellytykset; geokemia, pohjaveden virtaus- ja maaperäolosuhteet) kartoitusta ja prosessin seuranta kunnostuksen aikana (geokemia). Alla on lueteltu keskeisimmät kunnostusprosessiin liittyvät riskit ja miten niitä voidaan hallita.

Nitriitin muodostuminen liittyy denitrifikaatioprosessin käynnistymiseen tai muutostilaan. Denitrifikaatio on kaksivaiheinen prosessi. Prosessin ensimmäinen vaihe, jossa syntyy nitriittiä, toimii muutostilanteissa usein jonkin verran prosessin toista vaihetta nopeammin ja systeemiin kertyy nitriittiä. Ilmiö on luonteeltaan tilapäinen. Hapettomassa ympäristössä, jossa on sekä nitriittiä että ammoniumia, anaerobisesti ammoniumia hapettavat (ANAMMOX) bakteerit muuntavat nämä yhdisteet kaasumaiseksi typeksi samassa prosessissa. Nitriitin muodostumista systeemissä tulee tarkkailla kunnostuksen edetessä. Mikäli nitriittipitoisuuden nousutrendi on pysyvä, tulee olosuhteita arvioida ja säätää (ovatko pH ja hiili-typpe-suhde riittävän korkeita).

Hiilenlähteen annostelu tulee tehdä maltillisesti yliannostusta välttämällä. Mikäli hiilenlähdettä annostellaan huomattavasti yli tarpeen, käynnistyvät pohjavedessä muut hapettomat prosessit, kuten raudan- ja sulfaatinpelkistys ja metanogeneesi. Niin kauan kuin pohjavedessä on nitraattia (vrt, nitraatin jäännöspitoisuus yllä), nämä muut prosessit eivät kiihdy huomattavasti. Sulfaattipitoisuuden huomattava, trendinomainen lasku kunnostuksen aikana viittaa siihen, että mikrobiologinen sulfaatinpelkistys on merkittävästi voimistunut. Turkistarha-alueiden nitraatilla pilaantunut pohjavesi sisältää usein huomattavasti kohonneita sulfaattipitoisuuksia. Edellä mainituista syistä sulfaattipitoisuuden seuranta on perusteltua kunnostuksen aikana.

Mikäli etanolia käytetään hiilenlähteenä, tulee denaturoidun etanolin kuljetukseen, säilytykseen ja käyttöön liittyvät riskit huomioida ja hallita ja ottaa huomioon alkoholilaki (1143/1994) ja -asetus (1344/1994). Alkoholin teolliseen käyttöön, jollaiseksi maaperän ja pohjaveden kunnostus lasketaan, tarvitaan käyttö lupa. Luvanvarainen alkoholi on varastoitava lukitussa tilassa ja käyttöluvanhaltija on velvollinen pitämään kirjanpitoa käyttämistään alkoholeista. Varastoinnissa on noudatettava vaarallisten kemikaalien teollisesta käsittelystä ja varastoinnista annettuja säädöksiä. Käyttöluvanhaltija on velvollinen ilmoittamaan Valviralle (Sosiaali- ja terveysalan lupa- ja valvontavirasto) luvanhaltijan tai toimipaikan tiedoissa tai toiminnassa tapahtuneista muutoksista. Myös käyttöluvan lopettaminen on ilmoitettava.

Vaarallisten aineiden kuljetusta (VAK) koskevassa luokituksessa etanoli kuuluu luokkaan 3, pakkausryhmään II ja kuljetuskategoriaan 2 (D/E), jolloin suurin sallittu vapaasti kuljetettava määrä on 333 l (Liikenne- ja viestintäministeriön asetus 171/2009). Käytettäessä hiilenlähteenä asetaattia, kannattaa kyseisen asetaatin VAK-luokitus tarkistaa esimerkiksi VAK-hakuohjelmaa käyttäen.

Kunnostuksen onnistuminen edellyttää myös prosessin toiminnan hyvää seuranta. Tämä tapahtuu seuraamalla pohjaveden laatua useassa kohdassa aktiivisella vyöhykkeellä (NITROS-maastokokeissa havaintoputket 18, 14 ja 7A) ja sen ulkopuolella (havaintoputket 1A, 5A ja 13B). Pohjaveden laadun seurannassa hankitaan tietoa seuraavista muuttujista kunnostuksen edetessä:

Nitraatti

Nitraattipitoisuuksien muutoksia mitataan käsittelyalueella (havaintoputket 18, 14 ja 7A) ja sen ulkopuolella (havaintoputket 1A, 5A ja 13B). Kunnostuksen myötä denitrifikaatioprosessi kiihtyy ja nitraattipitoisuus laskee trendinomaisesti.

Nitriitti

Nitriittipitoisuuksien muutoksia mitataan käsittelyalueella (havaintoputket 18, 14 ja 7A) ja sen ulkopuolella (havaintoputki 1A). Nitriittipitoisuuden kohoaminen liittyy prosessin käynnistymiseen ja muutostilanteisiin. Prosessin optimaalisen toiminnan aikana nitriitin muodostuminen on vähäistä. Nitriittipitoisuuksien trendinomainen nousu kunnostusprosessin aikana kertoo prosessin heikosta toiminnasta eikä ole kunnostustavoitteiden mukaista.

Orgaaninen aines

Orgaanisen aineksen pitoisuuksia mitataan käsittelyalueella (havaintoputket 13A, 18, 14 ja 7A) ja sen ulkopuolella (havaintoputket 1A, 5A ja 13B). Tällä tavalla arvioidaan myös etanolin kulkeutumista imeytysalueelta ja seurataan pohjaveden hiilen ja typen esiintymisen määrän suhteita. Etanolin kulkeutumisnopeutta pohjavedessä arvioidaan ja suhteutetaan laskennallisiin tietoihin virtausnopeudesta (havaintoputket 18, 14 ja 7A).

Happi

Denitrifikaatioprosessi edellyttää vähähappista tai hapetonta ympäristöä (havaintoputket 18, 14 ja 7A). Pohjaveden happipitoisuuden tulee olla <2 mg/l, jotta olosuhteet denitrifikaatiolle ovat otolliset.

pH

Happamoituneessa (pH < 5,5) pohjavedessä denitrifikaatio on verrattain hidasta, vaikka orgaanista ainesta olisi bakteerien saatavilla. Optimaalinen pH on noin 6,5–7. Denitrifikaatio on emäksisyyttä tuottava prosessi eli käsittelyn myötä pH nousee myös ilman varsinaista pH:n säätöä. Alkuvaiheessa prosessia voidaan kuitenkin nopeuttaa lisäämällä imeytysliuokseen emästä. NITROS-kohteessa imeytysveteen lisättiin natriumkarbonaattia.

Kloridi ja sulfaatti

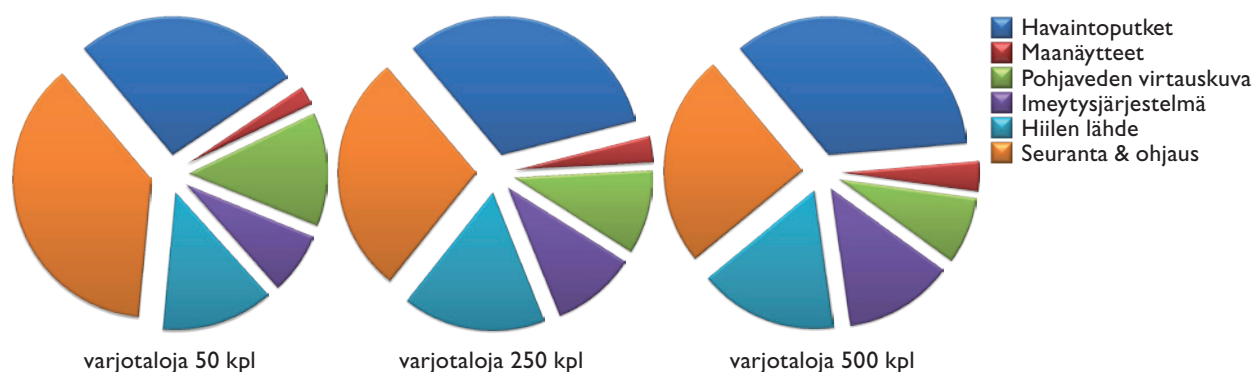
Kloridi ei reagoi pohjavedessä kemiallisesti eikä biologisesti. Siksi kloridi soveltuu kuvastamaan pohjaveden laadun luonnollisia vaihteluita ja imeytysveden aiheuttamaa laimenemistä. Turkistarhojen alaisissa pilaantuneissa pohjavesissä on huomattavasti kohonneita kloridi- ja sulfaattipitoisuuksia. Denitrifikaatioprosessin toimiessa tehokkaasti pohjaveden nitraattipitoisuus laskee enemmän kuin kloridipitoisuus. Kloridi-nitraatti-suhde toisin sanoen nousee. Tätä suhdelukua tulee seurata kunnostuksen edetessä aktiivisella vyöhykkeellä ja sen ulkopuolella (havaintoputket 1A, 18, 14 ja 7A).

Tutkimusten ja kunnostuksen toteuttamisen kustannukset

Taulukossa 1 on esitetty esimerkkilaskelmia erikokoisille kunnostettaville tarha-alueille. Laskelmiin on sisällytetty sekä haitta-aineiden levinneisyyden selvittämisestä että biologisen kunnostuksen toteuttamisesta aiheutuvat kulut. Varjotalojen purkamisesta ja pintamaan kuorinnasta koituvia kuluja ei ole otettu huomioon taulukon 1 laskelmissa. Laskelmat on tehty olettaen maaperän nitraattipitoisuuden olevan samaa suuruusluokkaa (30–60 mg kg⁻¹) kuin NITROS-tutkimuskohteessa. Kyseessä on pilaantuneisuustutkimusten ja kunnostuksen kokonaiskustannukset käyttäen vuoden 2010 hintatasoa. Pilaantuneisuuden määrä ja hydrogeologiset olosuhteet (pohjaveden virtausnopeus) vaikuttavat tutkimusten ja kunnostuksen ajalliseen keston, jonka kuitenkin lyhyimmilläänkin voi odottaa olevan enemmän kuin yksi vuosi.

Taulukko 1. Esimerkkitapausten kustannuslaskelmia.

Oletukset				
purettavien varjotalojen kokonaispituus	[m]	50	250	500
havaintoputkia	[kpl]	3	7	12
maakerrosten arvioitu paksuus	[m]	20	20	20
imeytysjärjestelmän tarvitsema pinta-ala	[m ²]	40	100	200
imeytysputkiston pituus	[m]	26	65	130
hiilen lähteen tarve	[l]	700	3 000	5 000
pohjavesinäytteenottokerrat	[kpl]	10	10	10
havaintoputkia mukana seurannassa	[kpl]	3	5	9
Kustannukset				
havaintoputket	€	6 400	13 000	21 300
maanäytteet	€	500	1 300	2 200
pohjaveden virtauskuvan selvitys (sisältäen slug-testit tulkintoihin)	€	3 200	4 000	4 800
hiilenlähteen imeytysjärjestelmä	€	1 700	4 000	7 800
hiilenlähde (hankinta & säilytys)	€	3 100	6 800	10 000
kunnostuksen seuranta ja ohjaus (pohjavesinäytteiden otto & analysointi, tulosten tulkinta ja niiden perusteella tehtävä kunnostuksen optimointi)	€	9 000	11 400	15 200
Yhteensä	€	23 900	40 500	61 300



Yllä mainitulla hiilenlähteen (etanoli) määrällä teoriassa saavutettava nitraatin maksimipoistuma	[kg]	212	910	1517
Kunnostuksen hinta /nitraattikilo	[€/kg]	113	44	40

KIRJALLISUUS

- Alkoholilaki 8.12.1994/1143. www.finlex.fi
- Asetus alkoholijuomista ja väkiviinasta 22.12.1994/1344. www.finlex.fi
- Euroopan Unioni 2000. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY, annettu 23 lokakuuta 2000, yhteisön vesipolitiikan puitteista. Euroopan Unionin Virallinen lehti nro L 327, 22/12/2000 s. 0001–0073. eur-lex.europa.eu
- Järvinen, K., Valkama, K. & Reinikainen, J. 2010. Pilaantuneen maa-alueen kunnostuksen yleissuunnitelma. Ympäristöopas, Suomen ympäristökeskus. 76 s. <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=126685&lan=fi> tai www.ymparisto.fi/syke/julkaisut > Ympäristöoppaat
- Jätelaki 3.12.1993/1072. www.finlex.fi
- Laki vesienhoidon järjestämisestä 30.12.2004/1299. www.finlex.fi
- Liikenne- ja viestintäministeriön asetus vaarallisten aineiden kuljetuksesta tiellä 4.3.2009/171. www.finlex.fi
- Mäenpää, M. 2002. Pilaantuneen maan puhdistamista koskeva ilmoitusmenettely. Suomen ympäristökeskuksen moniste 253. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 80 s.
- Nikulainen, V., Pyy, O. & Silvola, M. 2010 Pilaantuneen maa-alueen kunnostuksen loppuraportti. Ympäristöopas, Suomen ympäristökeskus. 53 s. <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=125557&lan=fi> tai www.ymparisto.fi/syke/julkaisut > Ympäristöoppaat
- Petäjajarvi, S., Nystén, T., Salminen, J. & Tuominen, S. 2010. Nitraatin poisto turkistarha-alueiden maaperästä ja pohjavedestä – Maastokoe Karkauskankaan pohjavesialueella. Suomen ympäristö 8/2010. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 164 s. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=358682&lan=fi&clan=fi> tai www.ymparisto.fi/syke/julkaisut > Suomen ympäristö
- Soares, M.I.M. 2000. Biological denitrification of groundwater. Water, Air, and Soil Pollution 123(1–4), 183–193.
- VAK-haku <http://80.248.162.134/vakhaku/asp/empty.asp?P=1&PS=root&C=17693>
- Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista 1.3.2007/214. www.finlex.fi
- Valvira, Sosiaali- ja terveysalan lupa- ja valvontavirasto. www.valvira.fi
- Ympäristöministeriö 2007. Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015, Valtioneuvoston periaatepäätös. Suomen ympäristö 10/2007, Ympäristöministeriö, Helsinki. 90 s. <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=66351&lan=fi> tai www.ymparisto.fi/julkaisut > Suomen ympäristö
- Ympäristönsuojelusasetus 18.2.2000/169. www.finlex.fi
- Ympäristönsuojellulaki 4.2.2000/86. www.finlex.fi

MUU AIHEESEEN LIITTYVÄ KIRJALLISUUS

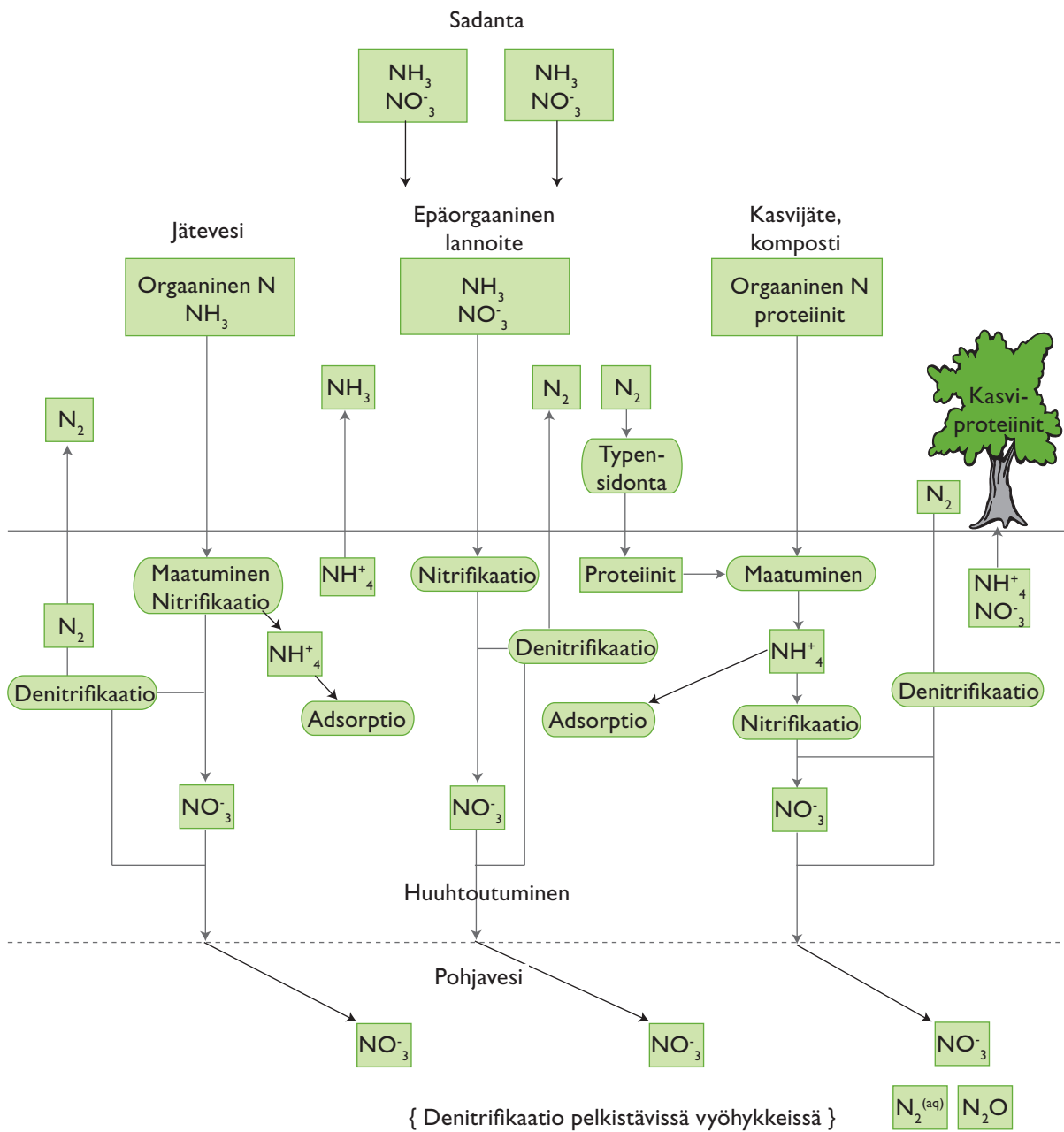
- Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi. 2007. Ympäristöhallinnon ohjeita 2/2007, Ympäristöministeriö, Ympäristönsuojeluosasto. 210 s.
- Rekilä, R., Vertanen, P. & Rekilä, T. 2010. Turkistilan ympäristökäsikirja. 134 s. <https://portal.mtt.fi/portal/page/portal/mtt/mtt/julkaisut/turkistilanymparistokasikirja>
- Valtioneuvoston asetus maataloudesta peräisin olevien nitraattien vesiin pääsyn rajoittamisesta 9.11.2000/931. www.finlex.fi
- Ympäristöministeriön asetus yleisimpien jätteiden sekä ongelmajätteiden luettelosta 22.11.2001/1129. www.finlex.fi

LIITTEET I–4: Mukailtu julkaisusta Petäjärvi ym. 2010
 Nitraatin poisto turkistarha-alueiden maaperästä ja pohjavedestä
 – Maastokoe Karkauskankaan pohjavesialueella

LIITE I
Nitrifikaatio ja denitrifikaatio
maaperässä ja pohjavedessä

Liite I.1

Prosessit



Kuva 1. Typen kierto ja lähteet maaperässä sekä pohjavedessä (Freeze & Cherry 1979).

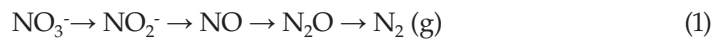
Biologisessa denitrifikaatioprosessissa eloperäisiä yhdisteitä hiilen- ja energianlähteenä käyttävät heterotrofiset bakteerit käyttävät soluhengitykseen hapen asemasta nitriittiä ja nitraattia pelkistäen nämä ionioksidit typen kaasumaisiksi oksideiksi (typpioksidiksi NO ja dityppioksidiksi N₂O) ja lopulta molekylaariseksi typeksi (N₂) (taulukko 1) (mm. Knowles 1982, Paul & Clark 1989, Hiscock et al. 1991, Rantanen et al. 1999). [\[paluu tiivistelmään\]](#)

Taulukko 1. Denitrifikaatio- ja nitrifikaatioprosessien biokemialliset kaavat

prosessi	kaava
Denitrifikaatio	$2,5\text{CH}_2\text{O} + 2\text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ \rightarrow 2,5\text{CO}_2 + \text{N}_2(\text{g}) + 1,4\text{H}_2\text{O}$
Nitrifikaatio (vaihe 1)	$\text{NH}_4^+ + 1,5\text{O}_2(\text{g}) \rightarrow \text{NO}_2^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$
Nitrifikaatio (vaihe 2)	$2\text{NO}_2^- + \text{O}_2(\text{g}) \rightarrow 2\text{NO}_3^-$
ANAMMOX	$\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2(\text{g}) + 2\text{H}_2\text{O}$

Useimmat denitrifioivat bakteerit pystyvät käyttämään lukuisia hiiliyhdisteitä (sokereita, orgaanisia happoja, aminohappoja) elektronien lähteenään (Knowles 1982, Paul & Clark 1989, Hiscock et al. 1991). Denitrifikaationopeuteen vaikuttaa käytettävä hiilenlähde, reaktio on sitä nopeampi mitä pienimolekyylisempi käytettävä yhdiste on (Rantanen et al. 1999).

Biologinen denitrifikaatio on tärkeä osa typen kiertoa, se on välttämätön prosessi typen kierrättämiseksi takaisin ilmakehään (mm. Drever 1997, Evangelou 1998). Nitraatin pelkistymisessä molekylaariseksi typeksi on monta vaihetta, joista monet bakteerit voivat suorittaa vain yhden tai kaksi (Hiscock et al. 1991, Chapelle 2001). Nitraatti (NO₃⁻) pelkistyy ensin nitriitiksi (NO₂⁻), tämän jälkeen dityppioksidiksi (N₂O) ja lopulta molekylaariseksi typeksi (N₂), vaikka usein jää jäljelle hieman dityppioksidia. N₂ ja N₂O jäävät liuokseen, kunnes pääsevät vapautumaan ilmakehään (Burt & Trudgill 1993, Chapelle 2001).



Denitrifikaation pääasiallisena lopputuotteena syntyy molekylaarista typeä (Knowles 1982, Paul & Clark 1989, Drever 1997, Chapelle 2001). Denitrifikaatio kuluttaa 1,25 moolia hiiltä jokaista NO₃⁻-moolia kohti, joka muuttuu N₂ kaasuksi (taulukko 1).

Typpikaasu vapautuu nopeasti vedestä sen alhaisen liukoisuuden vuoksi, bikarbonaatin nousu ilmenee lievänä pohjaveden kovuuden kasvuna (Khan & Spalding 2004). Denitrifikaatio on siis alkaliteettia tuottava prosessi ja alkaliteetti saattaa indikoida denitrifikaatiota tai sen puuttumista (Glass & Silverstein 1998, Oh et al. 2003). Denitrifikaatiossa alkaliniteetti kasvaa jokaista nitraattityppigrammaa kohden 0,07 mol (Rantanen et al. 1999). Nitrifikaatiossa ammoniumin muuntuminen nitraatiksi tuottaa happamuutta, denitrifikaatiossa puolestaan pH nousee (taulukko 1) (Evangelou 1998). [\[paluu tiivistelmään\]](#)

Liite 1.2

Denitrifikaatiopotentiaali pohjavesissä

Useimmissa habitaateissa – pohjavesi mukaan lukien – on denitrifikaatiopotentiaalia (mm. Knowles 1982, Paul & Clark 1989, Hiscock et al. 1991, Chapelle 2001). Vaikka luontaista denitrifikaatiota tapahtuisikin, se ei tavallisesti riitä poistamaan suuria nitraattimääriä pohjavedestä (Hiscock et al. 1991). Yleensä akviferin maa-aines sisältää vain hyvin vähän pohjaveteen liukenevaa orgaanista hiiltä. Lisäksi vajoveden mukana tuleva orgaaninen aines ehtii yleensä hapettua hiilidioksidiksi ennen kuin se ehtii pohjaveteen saakka. Näin ollen orgaanisen hiilen saatavuus rajoittaa denitrifikaatiota pohjavedessä.

Liite 1.3

Denitrifikaationopeuteen maa- ja pohjavesiympäristössä vaikuttavat tekijät

Happi on tärkeä denitrifikaatiota estävä tekijä, sillä happi on nitraattia suotuisampi energianlähde orgaanisten molekyylien hapetuksessa. Hapen asteittainen väheneminen tai semianaerobiset olot suosivat denitrifikaatiota. Bakteerien energia-aineenvaihdunnassa tapahtuu suuria muutoksia, kun hapen saanti rajoittuu (Hiscock et al. 1991). Tällöin aerobinen soluhengitys korvautuu anaerobisella soluhengityksellä ja happi korvautuu toisella elektronin vastaanottajalla järjestyksessä NO_3^- , Fe^{3+} , Mn^{2+} ja SO_4^{2-} (taulukko 1, yhtälöt 4, 5, 6 ja 7) (Paul & Clark 1989, Hiscock et al. 1991). Nitraatti on termodynaamisesti suotuisin elektroninvastaanottaja, joten se on ensimmäinen yhdiste, jota mikro-organismit alkavat hyödyntää terminaalisenä elektroninvastaanottajana hapen kuluttua loppuun (Hiscock et al. 1991, Chapelle 2001). Useat denitrifioivat bakteerit kykenevät käyttämään sekä happea että nitraattia soluhengityksessään. Ne käyttävät ensisijaisesti happea ja vasta hapen loputtua ne siirtyvät pelkistämään nitraattia.

Maankosteus on yksi tärkeimmistä vajovesivyöhykkeessä tapahtuvaa denitrifikaatiota säätelevistä tekijöistä. Suuri vesipitoisuus vähentää hapen diffuusiota, mikä edesauttaa hapettomien vyöhykkeiden tai mikroympäristöjen muodostumista ja siten denitrifikaatiota (Paul & Clark 1989, Koponen & Martikainen 2004). Hapen diffuusio veden täyttämien huokosten läpi on vain 1/10 000 verrattuna ilman täyttämisiin huokosiin (Paul & Clark 1989, Vinten & Smith 1993). Pohjavesissä happea voi olla usein niukasti tai ei ollenkaan, sillä sitä kuluu hydrokemiallisissa ja biokemiallisissa reaktioissa (taulukko 1) (Freeze & Cherry 1979). Luonnostaan niukkahappinen tai hapeton pohjavesi on denitrifikaation kannalta suotuisa ympäristö.

Lämpötila on myös tärkeä denitrifikaatiota kontrolloiva tekijä (mm. Hiscock et al. 1991). Lämpötila vaikuttaa suoraan denitrifikaatioprosessiin, kun reaktioista tulee termodynaamisesti epäsuotuisia alhaisissa lämpötiloissa (Rantanen et al. 1999). Lämpötilan vaikutus denitrifikaatioon on kuitenkin pienempi kuin sen vaikutus nitrifikaatioon, sillä denitrifikaatioon kykenee suuri joukko lämpötilavaatimuksiltaan erilaisia bakteereja (Rantanen et al. 1999). Lämpötilan vaikutus veteen liukenevan hapen pitoisuuteen ja sitä kautta välillisesti myös denitrifikaatioprosessiin, sillä lämpimään veteen liukenee vähemmän happea kuin kylmään. Yleensä denitrifikaatiolle suotuisa lämpötila on yli 10 °C (Janda et al. 1988), mutta denitrifikaatioprosessin on osoitettu toimivan tyydyttävästi vielä 2 °C:n lämpötilassa (Halmø & Eimhjellen 1981). Oleszkiewicz ja Berquist (1988) osoittivat jaksoittain toimivan aktiivilietepuhdistamon denitrifikaationopeuden laskevan seitsemäsosaan, kun lämpötilaa aleni 15 °C:sta 2 °C:een. He osoittivat myös, että lämpötilan vaikutus on jaksoittainen siten, että lämpötilakerroin on suurempi alhaisissa lämpötiloissa. Esimerkiksi 2–7 asteessa lämpötilakerroin oli 1,30 ja 7–15 asteessa 1,06.

Denitrifikaatio on suorassa yhteydessä pH-arvoon (Hiscock et al. 1991). Denitrifioivat mikrobit toimivat tehokkaasti pH-arvon ollessa lähellä neutraalia 6,0–8,0 (Paul & Clark 1989, Beaubien et al. 1995, Evangelou 1998, Rantanen et al. 1999, Jang et al. 2003). Denitrifikaatiosta tulee hidasta kun pH laskee alle 5, mutta kun pH on alle 4, denitrifikaatio on mitätöntä tai lakkaa kokonaan (Paul & Clark 1989). Happipitoisuuden, lämpötilan ja pH:n lisäksi denitrifikaatioon vaikuttavat vahvasti monet maaperän muuttujat, kuten savipitoisuus, orgaanisen hiilen määrä, vedenpidätyskyky, tekstuuri sekä struktuuri (Evangelou 1998). Sánchez-Pérez et al. (2003) tutkimusten mukaan denitrifikaatioaktiivisuudella ja akviferin hydraulisen johtavuuden välillä on negatiivinen korrelaatio. Mitä alhaisempi permeabiliteetti sitä suurempi on mikrobisyhteisön denitrifikaatioaktiivisuus, kun nitraattia ja hiiltä on läsnä. [\[paluu tiivistelmään\]](#)

Liitteen I kirjallisuus

- Burt, T.P. & Trudgill, S.T. 1993. Nitrate in groundwater. Teoksessa: Burt, T.B., Heathwaite, A.L. & Trudgill, S.T. (toim.) Nitrate – Processes, patterns and management. Wiley, Chichester. S. 213–238.
- Beaubien, A., Hu, U., Bellahcen, D., Urbain, V. & Chang, J. 1995. Monitoring metabolic activity of denitrification processes using gas production measurements. *Water Research* 29(10), 2269–2274.
- Chapelle, F.H. 2001. Ground-water Microbiology and Geochemistry, second edition. Wiley, New York. 477 s.
- Drever, J.I. 1997. The geochemistry of natural waters, surface and groundwater environments. 3rd Ed. Prentice-Hall, New Jersey. 436 s.
- Evangelou, V.P. 1998. Environmental soil and water chemistry: principles and applications. Wiley, New York. 564 s.
- Freeze, R. A. & Cherry, J. A. 1979. Groundwater. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey. 604 s.
- Glass, C. & Silverstein, J. 1998. Denitrification kinetics of high nitrate concentration water: pH effect on inhibition and nitrate accumulation. *Water Research* 32(3), 831–839.
- Halmø, G. & Eimhjellen, K. 1981. Low temperature removal of nitrate by bacterial denitrification. *Water Research* 15(8), 989–998.
- Hiscock K.M., Lloyd J.W. & Lerner D.N. 1991. Review of natural and artificial denitrification of groundwater. *Water Research* 25(9), 1099–1111.
- Janda, V., Rudovský, J., Wanner, J. & Marha, K. 1988. In situ denitrification of drinking water. *Water Science and Technology* 20(3), 215–219.
- Jang, A., Ahn, Y. & Kim, I.S. 2003. Monitoring the impact of dissolved oxygen and nitrite on anoxic biofilm in continuous denitrification process. *Environmental monitoring and assessment* 87(2), 133–144.
- Khan I.A. & Spalding, R.F. 2003. Development of a procedure for sustainable in situ aquifer denitrification. *Remediation Journal* 13(2), 53–69.
- Knowles, R. 1982. Denitrification. *Microbiological Reviews* 46(1), 43–70.
- Koponen, H.T., Flojt, L. & Martikainen, P.J. 2004. Nitrous oxide emissions from agricultural soils at low temperatures: a laboratory microcosm study. *Soil Biology & Biochemistry* 36(5), 757–766.
- Oleszkiewicz, J.A. & Berquist, S.A. 1988. Low temperature nitrogen removal in sequencing batch reactors. *Water Research* 22(9), 1163–1171.
- Paul, E.A. & Clark F.E. 1989. Soil microbiology and biochemistry. Academic Press, San Diego. 275 s.
- Rantanen, P., Aurola, A.-M., Hakkila, K., Hernesmaa, A., Jørgensen, K., Laukkanen, R., Melasniemi, H., Meriluoto, J., Nikander, S., Pelkonen, M., Renko, E., Valve, M. & Pauli, A. 1999. Biologisen fosforin- ja typenpoiston tehokkuus, prosessinohjaus ja mikrobiologia. Suomen Ympäristö 318. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 153 s.
- Sánchez-Pérez, J.M., Bouey, C., Sauvage, S., Teissier, S., Antigüedad, I. & Vervier, P. 2003. A standardized method for measuring in situ denitrification in shallow aquifers: numerical validation and measurement in riparian wetlands. *Hydrology and Earth System Sciences* 7(1), 87–96.
- Vinten, A.J.A & Smith, K.A. 1993. Nitrogen cycling in agricultural soils. Teoksessa: Burt, T.B., Heathwaite, A.L. & Trudgill, S.T. (toim.) 1993. Nitrate – Processes, patterns and management. Wiley, Chichester. S. 39–74.

LIITE 2

Maaperän ja pohjaveden pilaantuneisuuden arviointi NITROS-projektissa

Pohjaveden laatutietoja tarha-alueen alapuolisessa vedessä ja saman pohjavesialueen luonnontilaisissa osissa on koottu taulukoihin 1 ja 2. Laatutiedot ovat peräisin NITROS-koekohteesta (kuva 1), joka sijaitsi Karkauskankaan pohjavesialueella Uusikaarlepyyn kunnassa.

Taulukko 1. Pohjaveden laatu luonnontilaisessa ja pilaantuneessa pohjavedessä Karkauskankaan tutkimuskohteen pohjavesialueella 9.5.2007. [paluu tiivistelmään; luku 2] [paluu tiivistelmään; luku 5]

Havainto-putki	Alue ¹	Maa-kerros	Pitoisuus							pH
			NO ₃ -N (µg l ⁻¹)	NO ₂ -N (µg l ⁻¹)	NH ₄ -N (µg l ⁻¹)	SO ₄ ² (mg l ⁻¹)	Cl (mg l ⁻¹)	Alkaliniteetti (mmol l ⁻¹)	TOC (mg l ⁻¹)	
5A	Lu	Si/Hk	190	<2	66	25	0,7	<0,02	0,7	4,9
5B	Lu	Mr	15	10	450	<0,5	29	3,8	15	6,7
6	Lu	Si/Hk	390	<2	29	3,2	1,8	0,17	0,9	6,5
8	Lu	Si/Hk	93	<2	6	6,3	1,6	0,2	1,4	6,4
13B	Lu	Mr	21	11	420	<0,5	15	3,3	21	6,6
1A	Pi	Mr	200000	5	71000	210	120	0,04	4,1	5,2
10	Pi	Si/Hk	230000	12	140000	460	100	<0,02	13	4,2
7A	Pi	Si/Hk	30000	140	4500	21	11	<0,02	1,1	5,7

¹Lu=luonnontilainen, ²Pi=pilaantunut

Taulukko 2. Esimerkkejä metallipitoisuuksista luonnontilaisessa ja pilaantuneessa pohjavedessä Karkauskankaan tutkimuskohteen pohjavesialueella 10.10.2007. [paluu tiivistelmään]

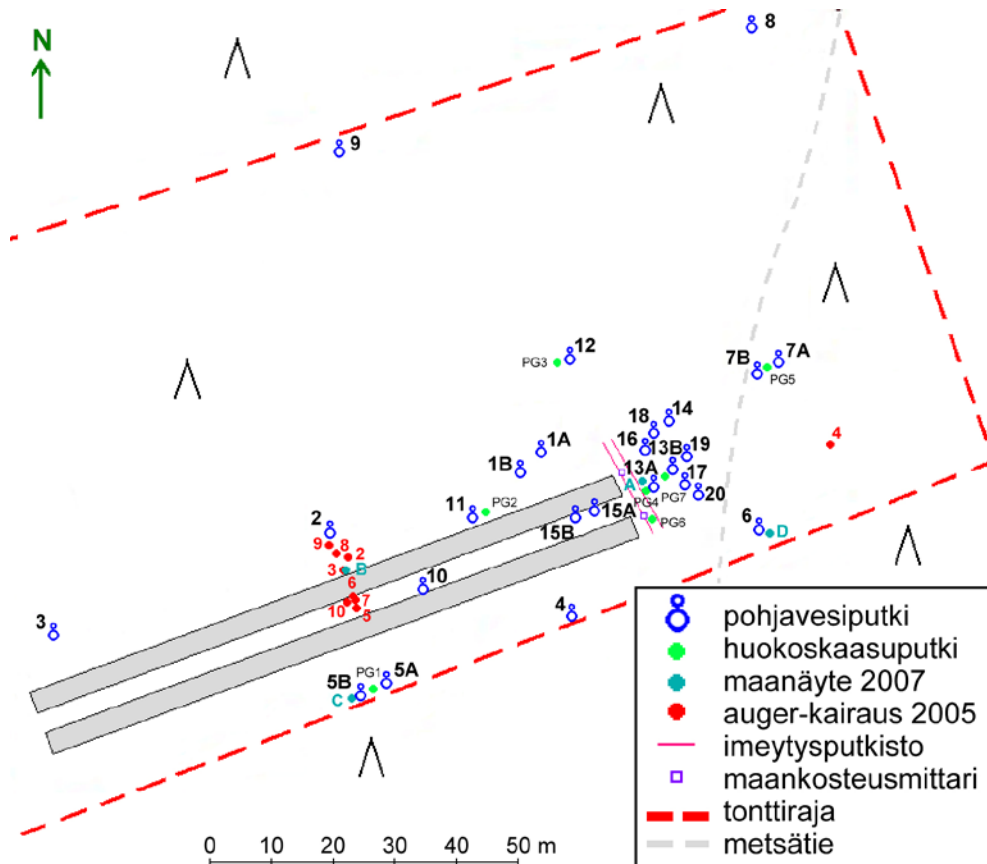
Havainto-putki	Alue ¹	Maa-kerros	Pitoisuus							pH	
			Ca (mg l ⁻¹)	K (mg l ⁻¹)	Mg (mg l ⁻¹)	Na (mg l ⁻¹)	Al (µg l ⁻¹)	Cd (µg l ⁻¹)	Ni (µg l ⁻¹)		Zn (µg l ⁻¹)
5A	Lu	Si/Hk	4,0	1,4	1,0	2,3	130	0,18	22	47	4,9
13B	Lu	Mr	25,6	5,7	10,5	25,1	14	0,08	0,5	27	6,5
1A	Pi	Mr	131	66,7	29,5	104	220	0,86	67	130	5,3
7A	Pi	Si/Hk	16,3	6,6	1,6	9,6	34	0,10	8,8	23	5,7
13A	Pi		12,9	25	2,7	16,7	1300	0,86	7,7	160	5,1
14	Pi		57,8	30,1	7,0	34,2	760	2,4	46	960	5,9

¹Lu=luonnontilainen, ²Pi=pilaantunut

NITROS-maastotutkimuksen ensimmäisessä vaiheessa selvitettiin typpi- ja fosforiyhdisteiden esiintymistä ja leviämistä tarha-alueen maaperässä ja pohjavedessä. Syyskuussa 2005 tarhalta otettiin maanäytteitä käsikäyttöisellä auger-kairalla yhdeksästä eri havaintopaikasta (kuva 1). Marraskuussa 2007 maanäytteitä otettiin lisää neljästä eri pisteestä (A–D) hiilenlähteenimeytyskäsittelyn vaikutuksen tutkimiseksi (kuva 1). Maanäytteet otettiin metrin kokoomanäytteinä kierrekairalla varustetulla kairauskalustolla (keskiraskas porakonekaira KN2000). Maanäytteet otettiin kierrekairalla lukuun ottamatta osaa pisteen A näytteistä. Pisteessä A kaksi ensimmäistä näytesyvyyttä, eli 2 m saakka, kairattiin kierrekairalla. Tämän jälkeen työputkella ajettiin 2 m syvyyteen. Putki huuhdottiin tyhjäksi vedellä, minkä jälkeen huuhtelu lopetettiin ja näyte otettiin putkiottimella (pituus 1,5 m) metrin matkalta häiriintymättömästä maaperästä. Työputkea ajettiin tämän jälkeen taas metri alaspäin ja se huuhdottiin tyhjäksi, jonka jälkeen otettiin näyte työputken alapuolelta. [paluu tiivistelmään]

Taulukko 3. Pohjavesinäytteiden parametrit ja niiden analyysimenetelmät sekä huokoskaasumittausten (Dräger multiwarn II kaasudetektori) sekä monielektrodikerrosmittausten (YSI 556 MPS) parametrit

parametri	yksikkö	menetelmä
pH		pH-307H
Alkaliteetti	mmol l ⁻¹	ALK-258H
SO ₄	mg l ⁻¹	SO4-330H
Cl	mg l ⁻¹	CL-332H
sähkönjohtavuus	mS l ⁻¹	COND-318H
COD-Mn	mg l	CODMN-27H
COD-Mn	mg l	CODMN-27H
kokonaistyyppi	µg l ⁻¹	NTOT-406H
NH ₄ -N	µg l ⁻¹	NH4N-333H
NO ₂ -N	µg l ⁻¹	NO2N-274H
NO ₃ -N	µg l ⁻¹	NO3N-272H
kokonaisfosfori	µg l ⁻¹	PTOT-315H
PO ₄ -P	µg l ⁻¹	PO4P-391H
TOC	mg l ⁻¹	TOC-327K
Fe	µg l ⁻¹	FE-197H
Mn	µg l ⁻¹	MN-216H
Br	µg l ⁻¹	SFS-EN ISO 1030
EtOH	mg l ⁻¹	ACL M-206
pH		elektrodi (YSI 556 MPS)
sähkönjohtavuus	mS cm ⁻¹	elektrodi (YSI 556 MPS)
liuennut happi	mg l ⁻¹	elektrodi (YSI 556 MPS)
lämpötila	°C	elektrodi (YSI 556 MPS)
huokostilan O ₂	til. %	Dräger multiwarn II kaasudetektori
huokostilan CO ₂	til. %	Dräger multiarn II kaasudetektori

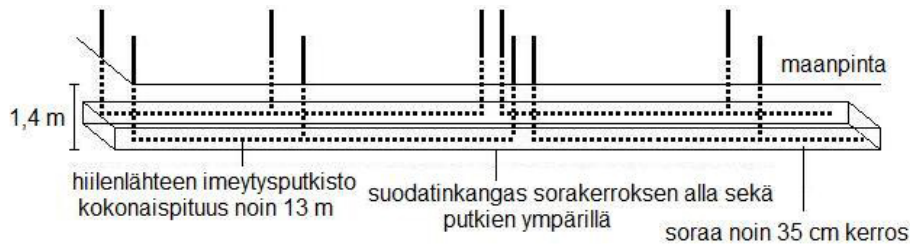


Kuva 1. NITROS-maastokohteella asennetut pohjavesiputket, huokoskaasuputket, imelysimetrit, hiilenlähteenimeytysputkisto sekä maanäytepisteiden sijainnit. [paluu tiivistelmään; luku 5 onnistuneen kunnostuksen edellytykset]

LIITE 3

Hiilenlähteen syöttö NITROS-hankkeessa

Etanolin syöttö maaperään ja pohjaveteen toteutettiin vajovesivyöhykkeeseen sijoitetun imeytysputkiston avulla ja tällä järjestelyllä etanolin imeytys kohdistettiin vähähappiseen maaperävyöhykkeeseen, jonka alapuolisissa kerroksissa pyrittiin hajottamaan nitraattia. Imeytysputkisto koostui pysty- ja vaakasuuntaisista muoviputkista ($\varnothing = 50$ mm). Vaakasuuntaisiin putkiin porattiin reikiä (2,5 mm) n. 5 cm välein. Imeytysputkia varten kaivettiin noin 1,4 m syvä, 15 m pitkä ja 2 m leveä imeytysalue varjotalojen itäpäätyyn (kuva1). Kaivinkoneella tehdyn kaivannon pohjalle asennettiin suodatinkangas, jonka päälle levitettiin n. 10 cm:n kerros soraa. Suodatinkankaalla pyrittiin estämään hienoaikaisen kulkeutuminen sorakerrokseen. Putket asennettiin sorakerroksen päälle siten, että putkiin poratut reiät osoittivat alaspäin. Putkia asennettiin kahteen riviin, yksi rivi kaivannon molemmille reunoille. Imeytysputkisto koostui neljästä erillisestä yksiköstä, joiden pituudet olivat 6–7 m. Kussakin yksikössä oli 2 tai 3 pystysuuntaista putkea. Vaakasuuntaisten putkien päälle levitettiin n. 20–25 cm:n sorakerros. Putkisto peitettiin maalla, joka oli kaivettu pois putkiston rakentamisen yhteydessä. Maan yläpuolelle ulottuviin pystyputkiin lisättiin vielä metrin jatkeet. Pohjoisten vaakaputkien tilavuudet olivat n. 51 l ja eteläisten vaakaputkien n. 60 l. Koko putkiston tilavuus oli n. 300 l. Salaojasorakerroksen tilavuus oli n. 9–10 m³.



Kuva 1. Maastotutkimuskohteelle asennetun hiilenlähteen imeytysputkiston rakenne, horisontaaliputkien ympärille tehty salaojasorakerros ja suodatinkangas. Putkiston maanalainen osa on merkitty katkoviivalla.

Denaturoitua etanolia (97 % etanolia, 3 % denaturointiainetta) imeytettiin maaperään pulsseittain 26.10.2006–11.12.2008 välisenä aikana. Etanoli-vesiliuosta syötettiin säiliöstä ($V = 1$ m³) letkua pitkin kuhunkin neljään erilliseen putkistoon n. ¼ imeytettävästä annoksesta. Imeytettävän etanoli-vesiliuoksen konsentraatio ja syöttötiheys arvioitiin maasuodattimilla toteutetun *in vitro* tutkimusten perusteella (Martin et al. 2008). Syksyn ja talven 2006 aikana imeytettiin viikon välein 1000 l lievästi denaturoitua etanolia 1 % vesiliuoksena yhdeksän viikon ajan. Syötetyn etanolin määrä oli siis 10 l EtOH vko⁻¹. Käytetty etanoli oli tullin takavarikoimaa ja sen etanolipitoisuus oli tullin teettämien analyysien mukaan 92–96 %. Keväällä 2007 imeytyksiä jatkettiin talven lumisimman ajan jälkeen (13.3.2007 alkaen). Imeytykset tehtiin keväällä neljän viikon välein sekä kesällä ja syksyllä kahden viikon välein. Maalis-toukokuussa 2007 imeytystiheyttä harvennettiin ja maahan imeytettiin kerralla enemmän etanolia (etanoli-pitoisuus oli noin 4 %). Imeytetyn etanolin massa pysyi siten samana kuin aiemmin (10 l EtOH vko⁻¹). Kesä-lokakuussa 2007 viikoittainen etanoliannos nelinkertaistettiin (40 l EtOH vko⁻¹) ja imeytysväliä tihennettiin neljästä viikosta kahteen viikkoon. Samalla imeytettiin myös vettä 1000 l vko⁻¹. Imeytetyn etanolin määrää suurennettiin, sillä nitraatin vähenemistä ei havaittu hiilenlähteenimeytysputkistoa lähinnä olevassa havaintoputkessa 13A. [\[paluu tiivistelmään, luku 4\]](#)

LIITE 4

Esimerkkejä huokoskaasujen ja pohjaveden laadun seurannan tärkeimmistä havaintotuloksista NITROS-hankkeessa

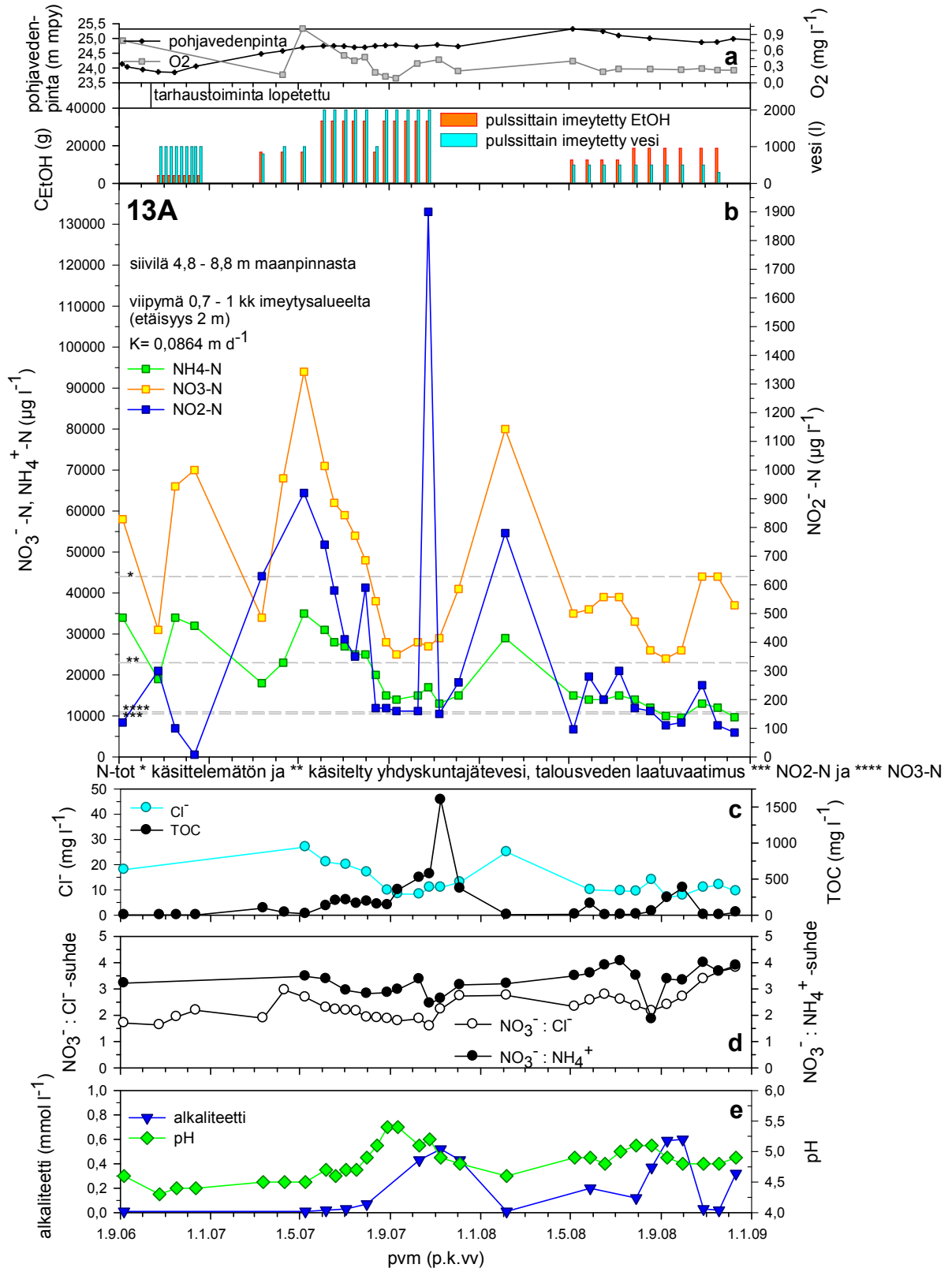
Vajovesivyöhykkeseen imeytetty etanoli vaikutti pohjaveden laatuun havaintoputkissa 13A, 17, 18, 19, 14 ja 7A (virtaussuunnan mukaan ilmoitettuna). Käsittelyn onnistumisen kannalta ensimmäinen reunaehto on, että vajovesivyöhykkeessä imeytetty hiilenlähde päätyy kyllästyneeseen vyöhykkeeseen. Imeytysputkiston kautta maaperään johdetun etanolin hajoaminen käynnistyi nopeasti hapellisessa vajovesivyöhykkeessä. Huokoskaasujen happi- ja hiilidioksidipitoisuuksien muutokset havaittiin viikon kuluessa ensimmäisen imeytyksen jälkeen. Etanolia huuhtoutui kuitenkin toivotulla tavalla myös pohjaveteen, vaikka osa siitä hajosikin jo vajovesivyöhykkeessä.

Liite 4.1

Havaintoputki 13A

Ensimmäiseksi pohjaveden orgaanisen aineksen (etanolin) pitoisuus nousi havaintoputkessa 13A. Etanolipulssi saapui lähinnä imeytysaluetta sijaitsevalle havaintoputkelle 13A noin kuukauden kuluessa (kuva 1). Kulkeutumisaika oli noin 25 % pitempi kuin slug-testien, maalajitietojen ja merkkiainekokeen perusteella arvioitiin. Aiemmissa *in vitro* -kokeissa havaittiin, että hiekkasuodattimien läpi imeytetty vesi kulkeutui noin 33 % hitaammin suodattimissa, joihin lisättiin etanolia tai asetaattia verrattuna hiekkasuodattimeen, jonka läpi imeytettiin pelkkää vettä. Maastokokeissa havaittu 25 % pitempi kulkeutumisaika vastaa siten hyvin tutkimuksen aiemmassa vaiheessa tehtyjä havaintoja. [\[paluu tiivistelmään; kappale 5 onnistuneen kunnostuksen edellytykset\]](#)

Pohjaveden laatu vaihteli kyseisessä havaintoputkessa huomattavasti tutkimuksen aikana, sillä vesi sisälsi imeytettyä vettä vaihtelevissa määrin pulsseittain tehdyn imeytyksen ja näytteenoton välisistä ajoista, sadannasta, pohjaveden korkeuden muutoksista jne. riippuen. Toisinaan putkessa 13A havaittiin vain vähäisiä jäämiä imeytetystä etanolista ja kun taas välillä orgaanisen aineen pitoisuus oli erittäin korkea (1600 mg/l) havaintoputkesta otetuissa näytteissä (kuva 1c). Havaintoputkessa 13A ei havaittu merkittävää nitraattipitoisuuksien alenemaa koejakson aikana. Nitraattipitoisuuden suhde ammonium- ja kloridipitoisuuksiin nousi jonkin verran koejakson loppua kohti. Pohjaveden pH muuttui vain vähän koejakson aikana ollen korkeimmillaan 5,4. Nitriittipitoisuus oli melko korkea (100–300 µg/l) jo ennen imeytyksen vaikutusta. Nitriittipitoisuudessa havaittiin kuitenkin suurta vaihtelua imeytyksen vaikutuksen alettua ja korkeita yksittäisiä pitoisuuksia mitattiin erityisesti vuoden 2007 aikana (kuva 1). [\[paluu tiivistelmään; kunnostusprosessin seuranta\]](#)

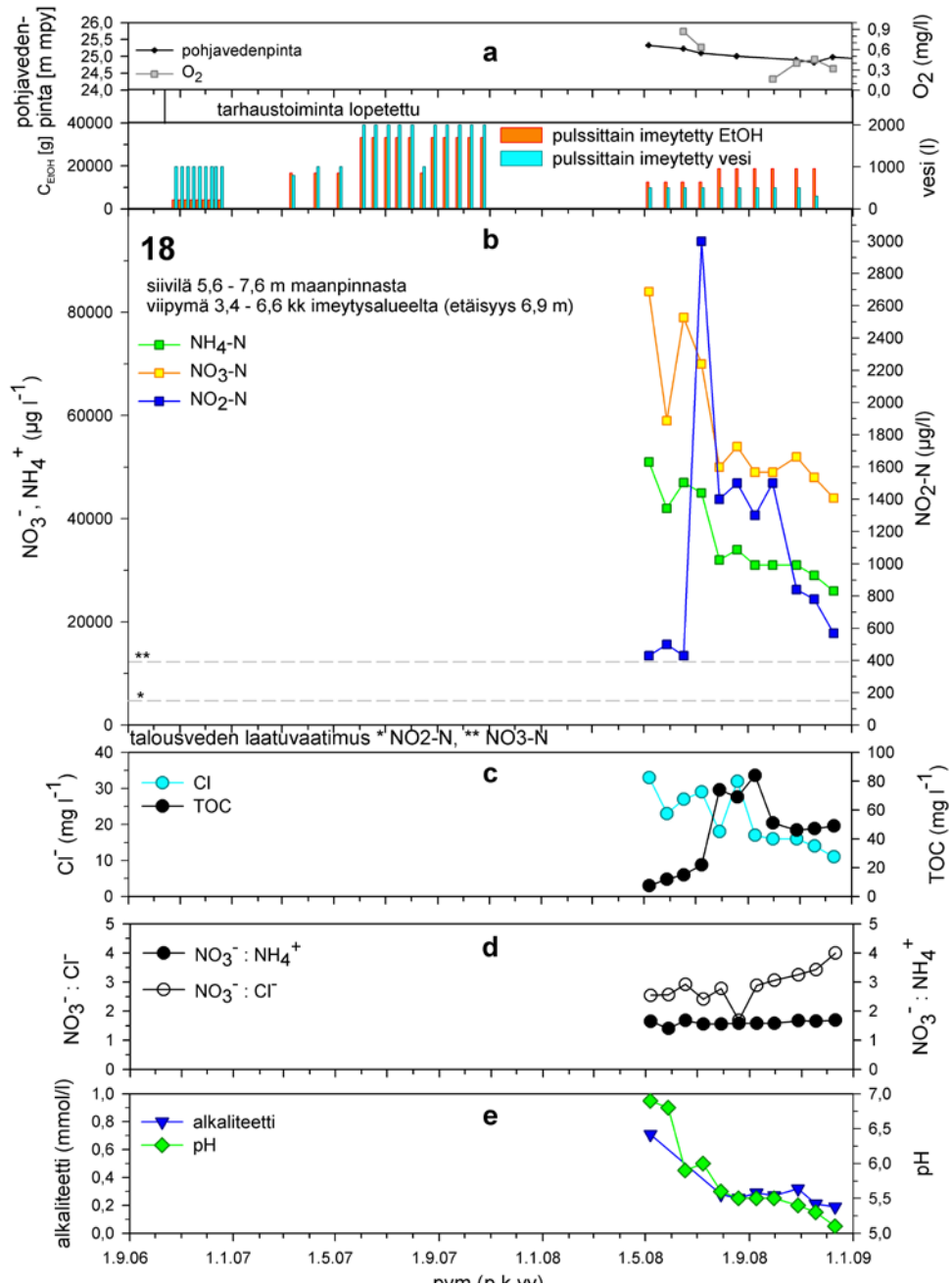


Kuva 1. Havaintoputken 13A a) pohjavedenpinnan tasot, happipitoisuudet (mitattu monielektrodi-kenttämittarilla YSI 556 MPS), hiilenlähteen imeytyksen ajankohdat, imeytetyn hiilen (etanolin) ja veden tilavuudet, tarhaustoiminnan lopetusajankohta; b) havaintoputken siivilän syvyys maanpinnasta sekä slug-testien perusteella laskettu vedenjohtavuusarvo ja viipymä imeytysalueelta pohjavesiputkelle sekä $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$; c) TOC, Cl^- ; d) nitraatin suhde kloridiin ja ammoniumiin; e) alkaliteetti ja pH. [paluu tiivistelmään; kunnostusprosessin seuranta]

Liite 4.2

Havaintoputki 18

Etanoli-imeytyksen aikaansaamat pohjaveden laadun muutokset olivat samansuuntaisia havaintoputkessa 18 kuin havaintoputkessa 13A: pohjavedessä oli runsaasti orgaanista hiiltä ja nitriittiä (kuva 2). Nitriittipitoisuus oli korkeimmillaan yli 3000 µg/l. Nitraattipitoisuus laski vuoden 2008 jälkipuoliskolla (kuva 2a), mutta samanaikaisesti nitraatti-kloridi-suhde nousi (kuva 2c). Veden pH ja alkaliteetti laskivat huomattavasti toukokuusta 2008 saman vuoden joulukuuhun.

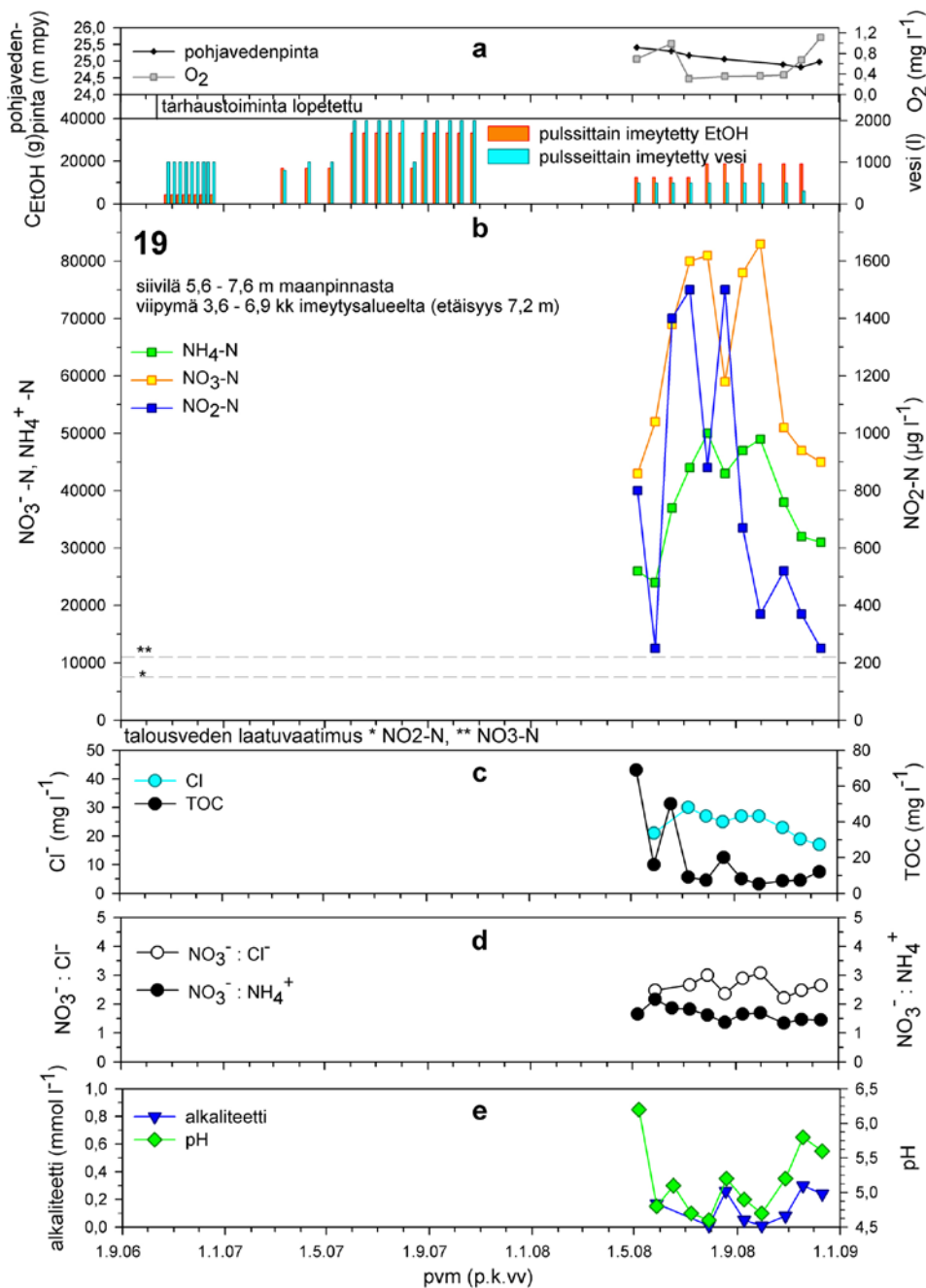


Kuva 2. Havaintoputken 18 a) pohjavedenpinnantasot, happipitoisuudet (mitattu monielektrodi-kenttämittarilla YSI 556 MPS), hiilenlähteen imeytyksen ajankohdat, imeytetyn hiilen (etanolin) ja veden tilavuudet, tarhaustoiminnan lopetusajankohta; b) havaintoputken siivilän syvyys maanpinnasta sekä slug-testien perusteella laskettu vedenjohtavuusarvo ja viipymä imeytysalueelta pohjavesiputkelle sekä NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N; c) TOC, Cl; d) nitraatin suhde kloridiin ja ammoniumiin; e) alkaliteetti ja pH. [paluu tiivistelmään]

Liite 4.3

Havaintoputki 19

Havaintoputken 19 tulokset olivat pitkälti yhteneviä lähellä sijaitsevan HP 18:n kanssa (kuva 3): imeytetty etanoli näkyi pohjaveden kohonneina orgaanisen hiilen pitoisuuksina, mutta pitoisuusvaihtelu oli suurempaa kuin HP 18:ssa. Kuten HP 18:ssa, veden pH oli korkeampi kuin lähinnä imeytyskenttää olevassa HP 13:ssa. Toisekseen pohjavedessä mitattiin korkeita nitriittipitoisuuksia. Ammonium- ja nitraattipitoisuuksissa sekä nitraatti-kloridi-suhteessa ei havaittu merkittäviä muutostrendejä touko-joulukuussa 2008.



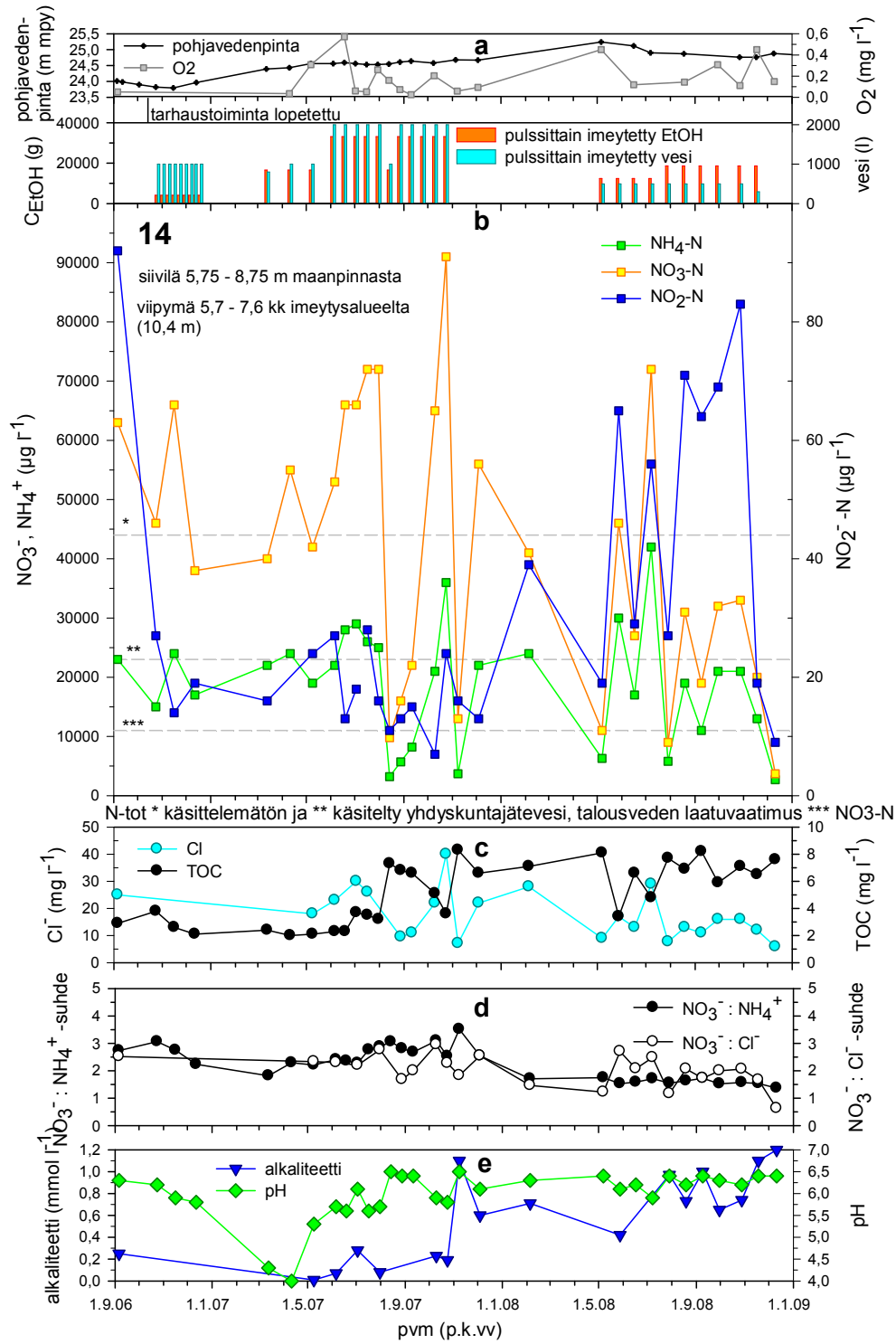
Kuva 3. Havaintoputken 19 a) pohjavedenpinnantasot, happipitoisuudet (mitattu monielektrodi-kenttämittarilla YSI 556 MPS), hiilenlähteen imeytyksen ajankohdat, imeytetyn hiilen (etanolin) ja veden tilavuudet, tarhaustoiminnan lopetusajankohta; b) havaintoputken siivilän syvyys maanpinnasta sekä slug-testien perusteella laskettu vedenjohtavuusarvo ja viipymä imeytysalueelta pohjavesiputkelle sekä NH₄-N, NO₃-N ja NO₂-N; c) TOC, Cl; d) nitraatin suhde kloridiin ja ammoniumiin; e) alkaliteetti ja pH. [paluu tiivistelmään]

Liite 4.4

Havaintoputki 14

Maaperän vedenjohtavuustietojen perusteella käsitelty vesi olisi saavuttanut havaintoputken 14 noin 7–8 kk kuluessa. Pohjaveden laatutietojen seurannan perusteella todellinen kulkeutumisaika imeytyskentältä havaintoputkelle 14 oli noin 5 kk.

HP 14:ssä, etäämmällä imeytyskentästä, käsittelyn vaikutus näkyi kesästä 2007 alkaen kohonneina orgaanisen aineksen ja alkaliniteetin määrinä, korkeampina pH-arvoina ja alenevina typen yhdisteiden (nitraatti ja ammonium) pitoisuuksina sekä laskevana trendinä nitraatti-kloridi- ja nitraatti-ammonium-suhteissa (kuva 4b-e). Elokuussa 2007 havaittiin nitraatti-kloridi-suhteen lasku 1,7:ään edeltävän kuukauden tasosta 2,8. Samansuuntainen muutos havaittiin toisen etanolipulssin saapumisen yhteydessä (marraskuu 2007): nitraatti-kloridi suhde laski 2,3:sta 1,8:aan. Orgaanisen aineksen pitoisuuden nousu ja samanaikainen nitraattipitoisuuden ja nitraatti-kloridi-suhteen lasku todettiin havaintoputki 14:ssä myös vuoden 2008 touko-, heinä-, syys-, marras- ja joulukuussa. Muina ajankohtina nitraattipitoisuus ja nitraatti-kloridi-suhde palautuivat lähemmäksi alkuperäisiä, käsiteltyä edeltäviä tasoja. Nähtävästi HP 14:lle kulkeutui käsiteltyä pohjavettä pulsseittain tai havaintoputki sijaitsee käsittelyn vaikutuksen reuna-alueella siten, että havaintoputkesta otetut näytteet edustivat vaihtelevissa määrin sekä käsiteltyä että käsittelemätöntä vettä. Kenttäkokeiden aikana havaintoputkessa 14 nitraattipitoisuus aleni huomattavasti (72 mg/l → 9,8 mg/l) TOC-pitoisuuden noustessa samanaikaisesti (kuva 4b). Lisäksi nitraatti-kloridi-suhteen trendi (kuva 4d) oli laskeva HP 14:ssä tutkimusjakson ajan, mikä osoittaa, että laskevan nitraattipitoisuustrendin taustalla oli biologinen muuntuminen (denitrifikaatio) eikä laimeneminen. [\[paluu tiivistelmään\]](#)



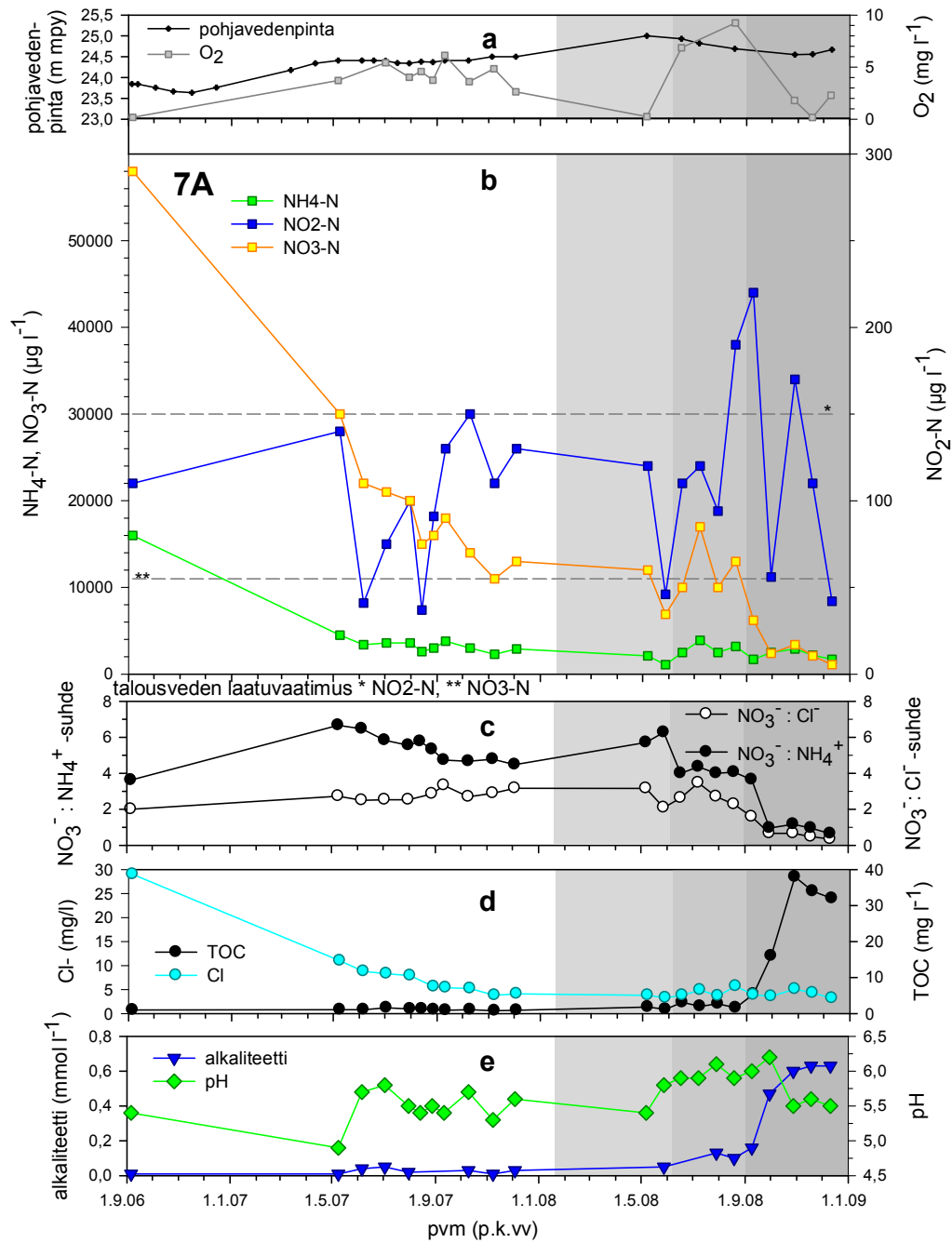
Kuva 4. Havaintoputken 14 a) pohjavedenpinnan tasot, happipitoisuudet (mitattu monielektrodi-kenttämittarilla YSI 556 MPS), hiilenlähteen imeytyksen ajankohdat, imeytetyn hiilen (etanolin) ja veden tilavuudet, tarhaustoiminnan lopetusajankohta; b) havaintoputken siivilän syvyys maanpinnasta sekä slug-testien perusteella laskettu vedenjohtavuusarvo ja viipymä imeytysalueelta pohjavesiputkelle sekä NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N; c) TOC, Cl; d) nitraatin suhde kloridiin ja ammoniumiin; e) alkaliteetti ja pH. [paluu tiivistelmään]

Liite 4.5

Havaintoputki 7A

Maaperän vedenjohtavuustietojen perusteella käsitelty vesi olisi saavuttanut putken 7A noin 12–15,6 kk kuluttua käsittelyn aloituksesta. Pohjaveden laadun seurantatietojen perusteella viipymä imeytyskentän kohdalta havaintoputkelle 7A oli noin 15 kk.

Havaintoputkessa 7A nitraattipitoisuuden ja nitraatti-kloridi-suhteen lasku (kuva 5) olivat selkeämpiä kuin HP 14:ssä. Orgaanisen aineksen pitoisuuden noustessa nitraattipitoisuus ja nitraatti-kloridi-suhde kääntyivät jyrkkään laskuun, joka jatkui aina tutkimuksen loppuun (joulukuu 2008) saakka. Havaintoputkessa 7A havaittiin myös raskaan nitraatin ($^{15}\text{N-NO}_3^-$) rikastumista (Petäjäjärvi ym. 2010). Havaintoputkesta 7A tehtyjen kolmen rinnakkaisen mittaustuloksen mukaan nitraattipitoisuuksien lasku oli spesifistä eikä selity nitraattipitoisuuksien luontaisella vaihtelulla tai imeytysveden aiheuttamalla laimentumisella. Käsittelyn seurauksena pohjaveden nitraattitypen pitoisuus laski havaintoputkessa 7A noin yhteen milligrammaan litrassa eli selkeästi talousveden laatuvaatimusten alapuolelle. Käsiteltyyn pohjaveteen (HP 7A) jäi runsaat 30 mg/l hajoamatonta orgaanista ainesta. Käsitellyn pohjaveden nitriittipitoisuus oli kolmella mittauksella yli talousveden laatuvaatimusten putkessa 7A (Kuva 5). [\[paluu tiivistelmään\]](#)

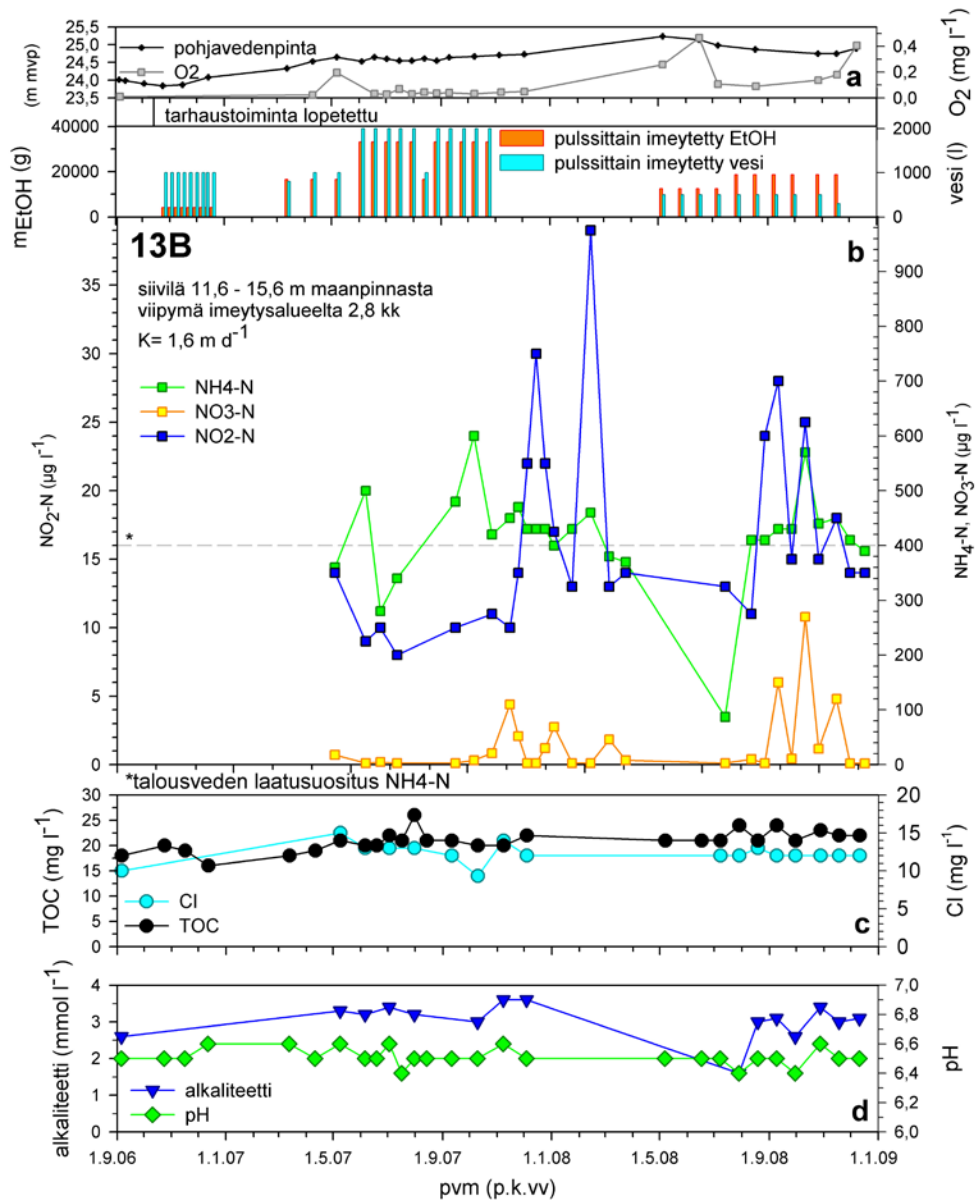


Kuva 5. Havaintoputken 7A a) pohjavedenpinnan tasot, happipitoisuudet (mitattu monielektrodikenttämittarilla YSI 556 MPS); b) NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N; c) nitraatin suhde kloridiin ja ammoniumiin; d) TOC, Cl⁻; e) alkaliteetti ja pH. Pohjaveteen syötetty ja putkelle 7A kulkeutunut etanolipulssi on merkitty taustaväriillä seuraavasti: Valkoinen; ei etanolia, harmaa; sävyyn tummuus kuvaa kerralla syötetyn etanolin tilavuutta (vaaleanharmaa 10 l, keskiharmaa 40 l ja tumman harmaa 80 l). [\[paluu tiivistelmään\]](#)

Liite 4.6

Havaintoputki I3B

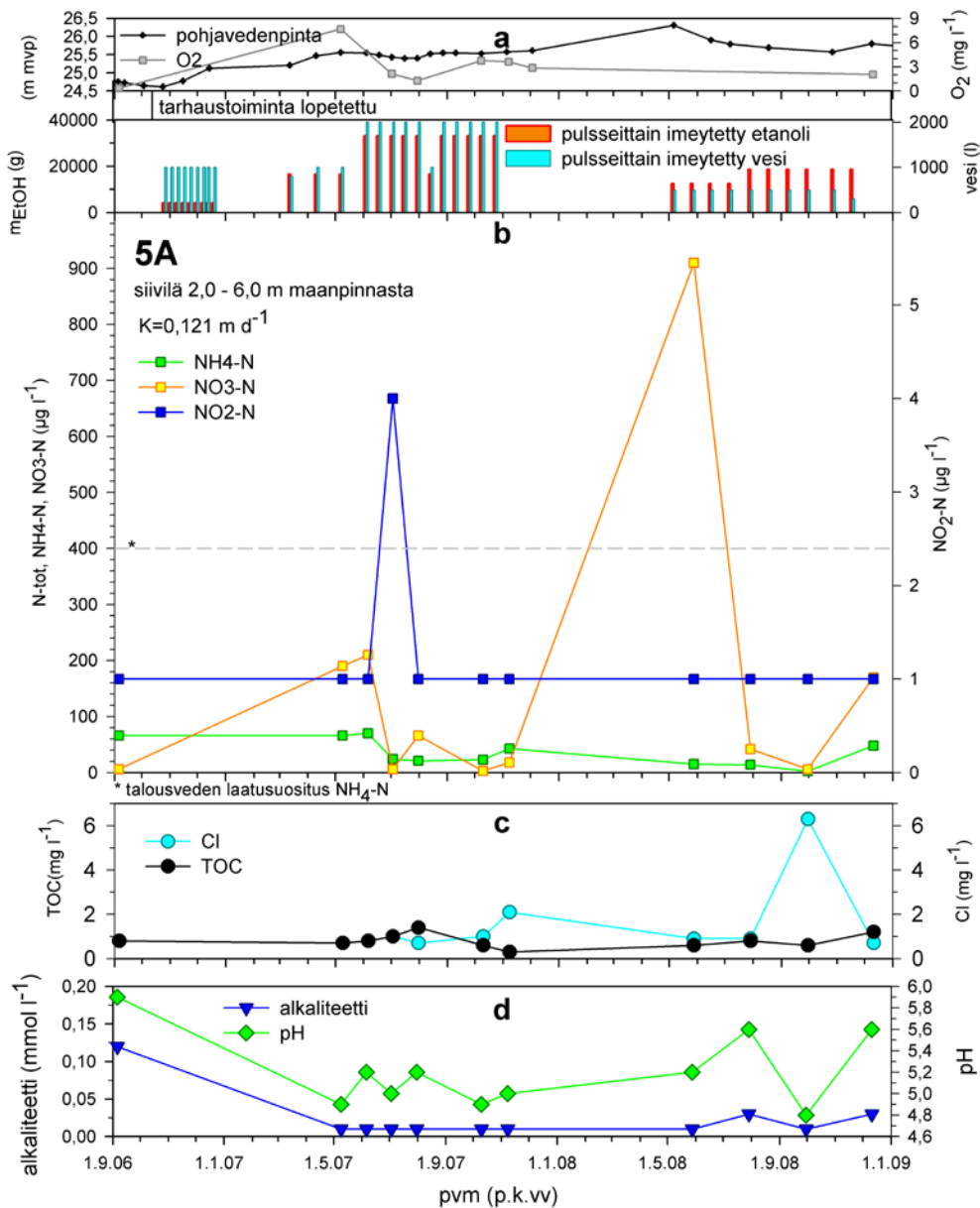
Moreenikerroksessa pohjaveden laatu (esimerkiksi HP 13B; kuva 6) vaihteli vain vähän tutkimusjakson aikana. Silttikerroksen luonnontilaisen pohjaveden laadussa (esimerkiksi HP 5A; kuva 7) havaittiin suurempaa pohjaveden laadun vaihtelua kuten myös silttikerroksen pilaantuneessa pohjavedessä käsittelyalueen vaikutuspiirin ulkopuolella (esimerkiksi HP 1A; kuva 8). [paluu tiivistelmään]



Kuva 6. Havaintoputken I3B a) pohjavedenpinnan tasot, happipitoisuudet (mitattu monielektrodi-kenttämittarilla YSI 556 MPS), hiilenlähteen imeytyksen ajankohdat, imeytetyn hiilen (etanolin) ja veden tilavuudet, tarhaustoiminnan lopetusajankohta; b) havaintoputken siivilän syvyys maanpinnasta sekä slug-testien perusteella laskettu vedenjohtavuusarvo ja viipymä imeytysalueelta pohjavesiputkelle sekä pohjaveden analyysitulosten $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$; c) TOC, Cl; d) alkaliteetti ja pH analyysitulokset. [paluu tiivistelmään]

Liite 4.7

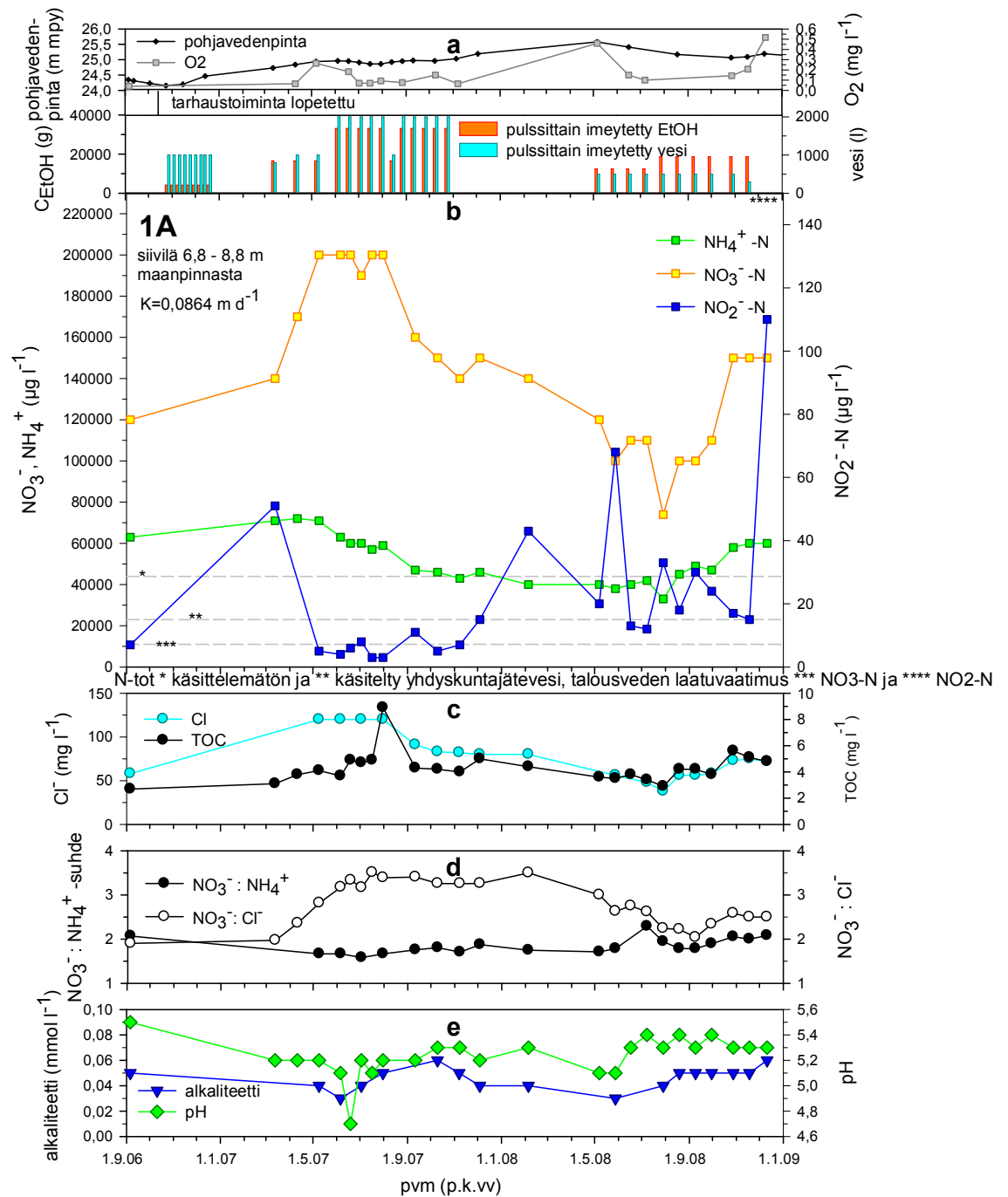
Havaintoputki 5A



Kuva 7. Havaintoputken 5A a) pohjavedenpinnan tasot, happipitoisuudet (mitattu monielektrodi-kenttämittarilla YSI 556 MPS), hiilenlähteen imeytyksen ajankohdat, imeytetyn hiilen (etanolin) ja veden tilavuudet, tarhaustoiminnan lopetusajankohta; b) havaintoputken siivilän syvyys maanpinnasta sekä slug-testien perusteella laskettu vedenjohtavuusarvo ja viipymä imeytysalueelta pohjavesiputkelle sekä pohjavesianalyysitulosten NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N; c) TOC, Cl; d) alkaliteetti ja pH analyysitulokset. [paluu tiivistelmään]

Liite 4.8

Havaintoputki IA



Kuva 8. Havaintoputken IA a) pohjavedenpinnan tasot, happipitoisuudet (mitattu monielektrodikenttämittarilla YSI 556 MPS), hiilenlähteen imeytyksen ajankohdat, imeytetyn hiilen (etanolin) ja veden tilavuudet, tarhaustoiminnan lopetusajankohta; b) havaintoputken siivilän syvyys maanpinnasta sekä slug-testien perusteella laskettu vedenjohtavuusarvo ja viipymä imeytysalueelta pohjavesiputkelle sekä pohjavesianalyysitulosten NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N; c) TOC, Cl; d) nitraatin suhde kloridiin ja ammoniumiin; e) alkaliteetti ja pH analyysitulokset. [paluu tiivistelmään]

Liite 4.9

Nitriitin muodostuminen pohjavedessä

NITROS-maastokohteessa talousveden laatu normin ylittäviä nitriittipitoisuuksia mitattiin sekä käsittelyalueella että sen ulkopuolella ja sekä käsittelyn aikana että sitä ennen. Lähempänä imeytysaluetta (HP 13A, HP18 ja HP19) nitraattipitoisuuksissa, nitraatti-kloridi-suhteissa ja nitraatin delta-arvoissa ei havaittu pohjaveden puhdistumiseen viittaavia trendejä tai muutoksia (kuvat 1, 2 ja 3). Pohjaveden nitriittipitoisuudet olivat huomattavan korkeita em. havaintoputkissa. Sen sijaan nitriittiä ei muodostunut kohdissa, joihin käsittelyn vaikutus ei ulottunut (esimerkiksi HP 16). NITROS-suodatinkokeissa havaittiin samankaltaista nitriittipitoisuuksien nousua hiili-typpi-suhteen muutosten yhteydessä (Martin et al. 2008). Nitriittiä muodostuu häiriötilojen yhteydessä kun mikrobipopulaatiot sopeutuvat uusiin olosuhteisiin (kuten orgaanisen aineksen pitoisuuden muutos).

Myös havaintoputkissa 14 ja 7A mitattiin ajoittain korkeampia nitriittipitoisuuksia kuin pilaantuneen alueen ytimessä (esim. HP 1A, kuva 8). Nämä korkeammat nitriittipitoisuudet esiintyivät etanolipulssien myötä. Tosin erityisesti havaintoputkessa 7A mitattiin verrattain korkeita nitriittipitoisuuksia jo ennen käsittelyn vaikutusta (vuodet 2006 ja 2007). Nitriittipitoisuuksien nousu tutkimuskohteen pohjavedessä näyttää liittyvän epäoptimaaliseen denitrifikaatioon.

Nitriittipitoisuudet olivat ajoittain poikkeuksellisen korkeita lähellä imeytysaluetta, missä varsinaista puhdistumista ei havaittu. Epäoptimaaliset olosuhteet saattoivat liittyä esimerkiksi happamuuteen. Pohjaveden puhdistamisen kannalta nitriitin esiintymistä voidaan pitää toisaalta merkinä denitrifikaatiosta, joskin epätäydellisestä sellaisesta. Esimerkiksi havaintoputken 7A tuntumassa on saattanut vähäistä denitrifikaatiota jo ennen käsittelyn vaikutusta, mistä osoituksen kohonneet nitriittipitoisuudet. Tehostetun luontaisen denitrifikaation käytön kannalta on tärkeää, että hiilenlähteen lisäys ei aiheuta nitriitin kertymistä pohjaveteen.

NITROS-suodatin- ja kenttäkokeissa nitriitin muodostuminen oli ajallisesti tai paikallisesti rajallinen, häiriötiloihin liittyvä ilmiö. Puhdistetun pohjaveden nitriittipitoisuudet olivat pääsääntöisesti lähtötilanteen tasolla tai alapuolella (HP 7A ja 14) ja juomaveden laatuvaatimusten mukaisia. Rajallisen nitriittiä muodostavan vyökykkeen syntyminen kunnostuksen yhteydessä saattaa olla myös eduksi pohjaveden kunnostamisen kannalta, sillä ANAMMOX-bakteerit tarvitsevat juuri nitriittiä ammoniumia hapettaessaan. Kunnostuksen tavoitteiden kannalta optimaalinen ratkaisu saavutettaisiin juuri tällöin: pohjavedestä poistettaisiin sekä ammonium että nitraatista muodostunut nitriitti. [\[paluu tiivistelmään; luku 5 onnistuneen kunnostuksen edellytykset\]](#)

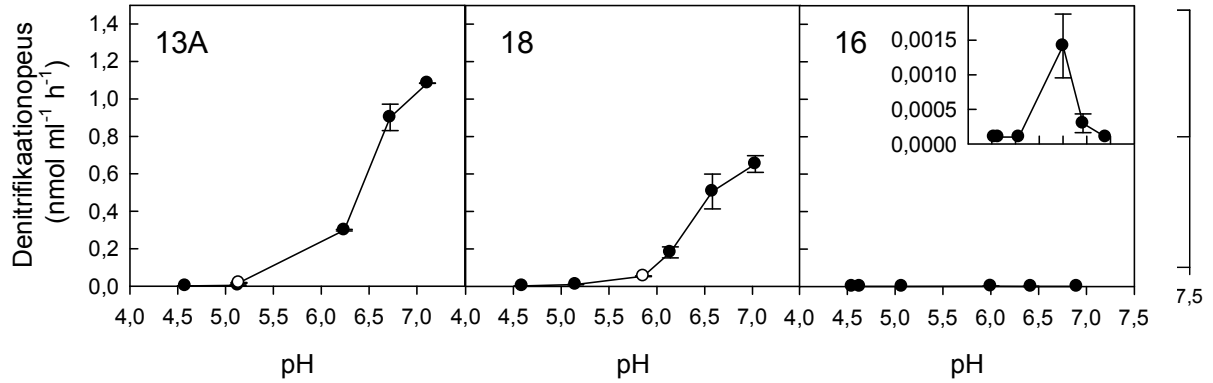
Liite 4.10

pH:n vaikutus denitrifikaationopeuteen

pH:n vaikutusta denitrifikaationopeuteen tutkittiin havaintoputkista 13A, 16 ja 18 otetuissa vesinäytteissä. Denitrifikaationopeus määritettiin alkuperäisissä näytteissä, joiden pH-arvoa ei säädetty, ja näytteissä, joiden pH säädettiin haluttuun arvoon puskuriliuoksen avulla.

Denitrifikaatio oli erittäin hidasta havaintoputkista 13A ja 18 otetuissa näytteissä kun pohjaveden pH oli 5,2 tai sitä alempi. Denitrifikaationopeus noin viisitoistakerataistui kun näytteiden pH nostettiin keinotekoisesti noin kuuteen. Denitrifikaatio tehostui edelleen kun pH:ta nostettiin alueelle 6,5–7 (kuva 9). Rinnakkaisnäytteiden, joiden pH:ta ei säädetty, denitrifikaationopeudet sijoittuivat hyvin denitrifikaation pH-riippuvuutta kuvaavalle käyrälle (kuva 9). Pohjavesiputkesta 16 otetussa näytteessä alkuperäinen pH oli matala (4,6). Tässä näytteessä denitrifikaatiota ei juuri

tapahtunut, mikäli pH:ta ei säädetty. Toisaalta pH:n nosto 5,8:aan ei nostanut denitrifioivien bakteerien aktiivisuutta lähellekään samalle tasolle kahteen muuhun näytteeseen verrattuna. Kahdesta muusta näytteestä poiketen pH-optimi oli noin kuudessa ja korkeammilla pH-arvoilla denitrifikaatio hidastui jälleen (kuva 9). [paluu tiivistelmään; luku 4 - tyypellä pilaantuneen pohjaveden biologinen kunnostaminen] [paluu tiivistelmään; luku 5 - kunnostusprosessin seuranta] [paluu tiivistelmään; luku 6 - kunnostusprosessin seuranta]



Kuva 9. Denitrifikaationopeuden riippuvuus pH:sta kolmessa Karkauskankaan tutkimusalueelta otetussa pohjavesinäytteessä (pohjavesiputket 13A, 16 ja 18). Mustat ympyrät edustavat näytteitä, joiden pH säädettiin puskuriliuoksella. Valkoiset ympyrät edustavat luonnontilaisia näytteitä, joiden pH:ta ei säädetty.

Liitteen 4 kirjallisuus

- Martin, D., Salminen, J.M., Niemi, R.M., Heiskanen, I., Valve, M., Hellstén, P. & Nystén, T. 2009. Acetate and ethanol as potential enhancers of lowtemperature denitrification in soil contaminated by fur farms: A pilotscale study. *Journal of Hazardous Materials* 163(2–3), 1230-1238.
- Petäjajarvi, S., Nystén, T., Salminen, J. & Tuominen, S. 2010. Nitraatin poisto turkistarha-alueiden maaperästä ja pohjavedestä - Maastokoe Karkauskankaan pohjavesialueella. *Suomen ympäristö* 8/2010. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 164 s. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=358682&lan=fi&clan=fi>

KUVAILULEHTI

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus SYKE		Julkaisu-aika Toukokuu 2012	
Tekijä(t)	Jani Salminen, Sirkku Tuominen ja Taina Nystén			
Julkaisun nimi	Nitraatilla pilaantuneen maaperän ja pohjaveden biologinen kunnostaminen turkistarha-alueilla Eliminering av nitrat från pälsfarmområdets mark och grundvatten genom biologisk sanering			
Julkaisusarjan nimi ja numero	Ympäristöopas 2012			
Julkaisun teema				
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana ainoastaan verkkojulkaisuna internetistä: www.ymparisto.fi/syke/julkaisut .			
Tiivistelmä	<p>Tämä opas käsittelee nitraatilla pilaantuneen pohjaveden biologista kunnostamista ja oppaan kohderyhminä ovat toiminnanharjoittajat, ympäristöalan konsultit ja viranomaiset. Opas sisältää lyhyen katsauksen lainsäädäntöön ja toiminnanharjoittajan velvollisuuksiin maaperän ja pohjaveden pilaantumiskysymyksissä. Oppaassa käsitellään lisäksi pohjaveden pilaantumiseen turkistarha-alueilla liittyviä erityiskysymyksiä ja tarjotaan sekä teoreettista että kokemuseräistä tietoa nitraatilla pilaantuneen pohjaveden biologisesta kunnostuksesta. Opas ja sen kunnostuksen suorittamiseen liittyvät osiot perustuvat NITROS-tutkimuksesta kerättyihin aineistoihin ja Suomen olosuhteissa muita vastaavia kunnostuksia ei ole tiettävästi aiemmin julkaistu. Kunnostusmenetelmän peruseriaatteet sen sijaan ovat yleisesti hyväksytyjä ja myös kansainvälisessä kirjallisuudessa tunnettuja. Oppaan sisältö on sovellettavissa muissa vastaavissa kohteissa Suomessa unohtamatta kunkin kohteen ja pohjavesialueen ominaispiirteitä, jotka tulee aina erikseen ottaa huomioon sovellettaessa mitä tahansa pohjaveden kunnostusmenetelmää.</p>			
Asiasanat	Pohjavesi, nitraatti, pilaantuminen, turkistarha, kunnostaminen, biotekniikka, maaperä, etanoli			
Rahoittaja/toimeksiantaja	Suomen ympäristökeskus SYKE			
	ISBN	ISBN 978-952-11-4039-6 (PDF)	ISSN	ISSN 1796-167X (verkkoj.)
	Sivuja 45	Kieli suomi, ruotsi	Luottamuksellisuus julkinen	Hinta (sis.alv 8 %)
Julkaisun myynti/ jakaja	Suomen ympäristökeskus SYKE PL 140, 00251 Helsinki neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.ymparisto.fi/syke			
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus SYKE PL 140, 00251 Helsinki neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.ymparisto.fi/syke			
Painopaikka ja -aika				

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Finlands miljöcentral SYKE			Datum Maj 2012
Författare	Jani Salminen, Sirkku Tuominen och Taina Nystén			
Publikationens titel	Eliminering av nitrat från pälsfarmområdets mark och grundvatten genom biologisk sanering Nitraatilla pilaantuneen maaperän ja pohjaveden biologinen kunnostaminen turkistarha-alueilla			
Publikationsserie och nummer	Miljöhandledning 2012			
Publikationens tema				
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt	Publikationen finns tillgänglig endast på internet: www.ymparisto.fi/syke/publikationer .			
Sammandrag	<p>Denna handbok redogör för biologisk sanering av grundvatten som förorenats med nitrat och bokens målgrupper är verksamhetsutövare, konsulter i miljöbranschen och myndigheterna. Handboken innehåller en kort översikt av lagstiftningen och verksamhetsutövarens skyldigheter i frågor som gäller förorening av mark och grundvatten. Därtill behandlas de specialfrågor som gäller förorening av grundvattnet på pälsfarmområden och både teoretisk och på erfarenhet baserad kunskap om biologisk sanering av grundvatten som förorenats med nitrat presenteras. Handboken och de avsnitt som beskriver hur en sanering utförs baserar sig på material som erhållits i NITROS-undersökningen. Resultat från motsvarande saneringar har inte tidigare publicerats i Finland. Saneringsmetodens grundprinciper är däremot allmänt accepterade och är även kända i internationell litteratur. Handbokens innehåll går att tillämpa på motsvarande objekt i Finland utan att förbiga varje objekts och grundvattenområdes särdrag, som alltid ska särskilt tas i beaktande oberoende vilken saneringsmetod för grundvattnet som tillämpas.</p>			
Nyckelord	Grundvatten, nitrat, förorening, pälsfarm, sanering, marken, bioteknik, etanol			
Finansiär/ uppdragsgivare	Finlands miljöcentral SYKE			
	ISBN	ISBN 978-952-11-4039-6 (PDF)	ISSN	ISSN 1796-167X (online)
	Sidantal 45	Språk finska, svenska	Offentlighet public	Pris (inneh. moms 8 %)
Beställningar/ distribution	Finlands miljöcentral SYKE PB 140, 00251 Helsingfors Epost: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.miljo.fi/syke			
Förläggare	Finlands miljöcentral SYKE PB 140, 00251 Helsingfors Epost: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.miljo.fi/syke			
Tryckeri/tryckningsort och -år				

DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	Finnish Environment Institute SYKE			<i>Date</i> May 2012
<i>Author(s)</i>	Jani Salminen, Sirkku Tuominen and Taina Nystén			
<i>Title of publication</i>	Nitraatilla pilaantuneen maaperän ja pohjaveden biologinen kunnostaminen turkistarha-alueilla (Biological in situ remediation of nitrate-contaminated soil and groundwater at fur farms)			
<i>Publication series and number</i>	Environment Guide 2012			
<i>Theme of publication</i>				
<i>Parts of publication/ other project publications</i>	The publication is available only on the internet: www.ymparisto.fi/syke/publications .			
<i>Abstract</i>	<p>This publication describes bioremediation of nitrate-contaminated ground water and is aimed at stakeholders, consultants within the remediation sector, and the environmental authorities. The booklet contains a short review on relevant legislation and stakeholders' responsibilities regarding soil and groundwater contamination and remediation. Attention is also given to specific questions on ground water contamination issues on fur farms and both theoretical and practical hands-on knowledge on the bioremediation of nitrate-contaminated ground water is provided. The contents of the publication is largely based on the data and findings collected within the NITROS-project as similar bioremediation studies in Finland or under similar conditions have not been published. The general principles of the remediation method are generally accepted and known in the international scientific literature. The guidance given in the publication is applicable at sites facing problems with nitrate contamination in ground water provided that the characteristics of each individual site are fully recognized and considered upon the remedial actions.</p>			
<i>Keywords</i>	Ground water, nitrate, contamination, fur farm, remediation, biotechnology, soil, ethanol			
<i>Financier/ commissioner</i>	Finnish Environment Institute SYKE			
	ISBN	ISBN 978-952-11-4039-6 (PDF)	ISSN	ISSN 1796-167X (online)
	No. of pages 45	Language Finnish, Swedish	Restrictions public	Price (incl. tax 8 %)
<i>For sale at/ distributor</i>	Finnish Environment Institute SYKE P.O.Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland Email: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.environment.fi/syke			
<i>Financier of publication</i>	Finnish Environment Institute SYKE P.O.Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland Email: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.environment.fi/syke			
<i>Printing place and year</i>				

Tämä opas käsittelee nitraatilla pilaantuneen pohjaveden biologista kunnostamista ja oppaan kohderyhminä ovat toiminnanharjoittajat, ympäristöalan konsultit ja viranomaiset. Opas sisältää lyhyen katsauksen lainsäädäntöön ja toiminnanharjoittajan velvollisuuksiin maaperän ja pohjaveden pilaantumiskysymyksissä. Oppaassa käsitellään lisäksi pohjaveden pilaantumiseen turkistarha-alueilla liittyviä erityiskysymyksiä ja tarjotaan sekä teoreettista että kokemuseräistä tietoa nitraatilla pilaantuneen pohjaveden biologisesta kunnostuksesta. Opas ja sen kunnostuksen suorittamiseen liittyvät osiot perustuvat NITROS-tutkimuksesta kerättyihin aineistoihin ja Suomen olosuhteissa muita vastaavia kunnostuksia ei ole tiettävästi aiemmin julkaistu. Kunnostusmenetelmän peruseriaatteet sen sijaan ovat yleisesti hyväksytyjä ja myös kansainvälisessä kirjallisuudessa tunnettuja. Oppaan sisältö on sovellettavissa muissa vastaavissa kohteissa Suomessa unohtamatta kunkin kohteen ja pohjavesialueen ominaispiirteitä, jotka tulee aina erikseen ottaa huomioon sovellettaessa mitä tahansa pohjaveden kunnostusmenetelmää.



ISBN 978-952-11-4039-6 (PDF)

ISSN 1796-167X (verkkokj.)